



Matematisk modellering

Undersøgelser ved Vejen losseplads

Jensen, Karsten Høgh; Refsgaard, Anders; Bitsch, Kristian

Publication date:
1991

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Jensen, K. H., Refsgaard, A., & Bitsch, K. (1991). *Matematisk modellering: Undersøgelser ved Vejen losseplads*. Lossepladsprojektet. Rapport No. M1/2

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

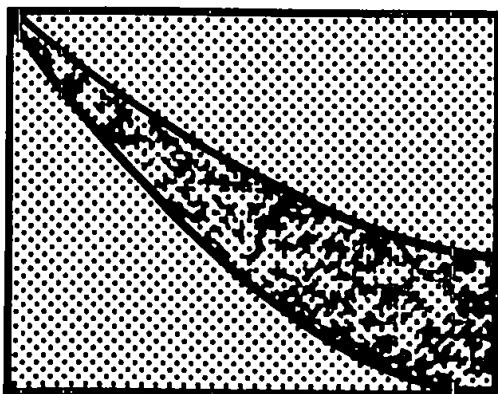
- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

**Karsten Høgh Jensen,
Instituttet for Strømningsmekanik og Vandbygning, DTH**

**Anders Refsgaard,
Dansk Hydraulisk Institut**

**Kristian Bitsch,
Instituttet for Strømningsmekanik og Vandbygning, DTH**



**Undersøgelser ved Vejen Losseplads:
MATEMATISK MODELLERING**

RAPPORT M1/2

FEBRUAR 1991

LOSSEPLADSPROJEKTET

FORORD

Rapporten omhandler de modelaktiviteter, der er foregået inden for lossepladsprojektets M1 og M2 projekter, som har haft til formål at give en integreret modelbeskrivelse af vand- og stoftransportforholdene ved Vejen losseplads og herunder at vurdere betydningen af perkolatdensiteten på forureningsspredningen. Det har været nødvendigt at anvende en tre-dimensional model for at kunne give en fyldestgørende beskrivelse af forureningsfanens udbredelse.

Modellen er baseret på data og tolkninger vedrørende geologi, hydrogeologi, lossepladsens kildestyrke samt forureningskemi indsamlet og rapporteret i forbindelse med en række delprojekter inden for lossepladsprojektet. Nærværende projekt har søgt at drage nytte af og sammenfatte disse informationer i videst muligt omfang.

SAMMENFATNING

De foreliggende målinger af forureningsudbredelsen (chlorid anvendt som indikatorparameter) fra Vejen losseplads har vist, at både den horisontale og vertikale opblanding af forureningsfanen er forholdsvis lille. Da forureningen således ikke spredes over hele den vertikale lagtykkelse, er det nødvendigt at anvende en tre-dimensional model for at give en realistisk beskrivelse af transport- og koncentrationsforhold.

Den modelmæssige ramme for beregningerne af de lokale hydrauliske forhold i nærfeltet ved lossepladsen er SHE-systemets tre-dimensionale strømnings- og stoftransportmodel. Input til modellen i form af infiltration og lossepladsperkolat til grundvandsspejlet beregnes ved hjælp af en en-dimensional model for umættet vandstrømning, og randbetingelser er generet ved hjælp af den to-dimensionale MOC-model, hvor de regionale strømningsbetingelser er taget i regning.

Den geologiske opbygning i området er bestemt ud fra 13 geologiske profiler. Disse oplysninger er digitaliseret, og som udgangspunkt er grundvandsmagasinet betragtet som et sandmagasin, hvor der er identificeret ialt otte indskudte lag af varierende tykkelse og udbredelse, men med konstant hydraulisk ledningsevne inden for de enkelte lag. Modellen er finkalibreret mod et potentialebillede bestemt af en pejlerunde udført i november 1988. Dette potentialebillede antages at repræsentere en stationær situation, og ved at justere på fordelingen af den hydrauliske ledningsevne inden for sandmagasinet er der opnået en god repræsentation af de målte potentialeforløb. Videre er magasintal bestemt under hensyntagen til de sæsonmæssige variationer i randbetingelser, og det er også i dette tilfælde lykkedes at opnå en god beskrivelse af observerede potentialevariationer inden for modelområdet.

Der er foretaget simuleringer af forureningsfanens udbredelse i grundvandsmagasinet under antagelse af en kildestyrke på 900 mg/l

chlorid, som aktiveres som en stepfunktion i 1972, en langsgående dispersivitet på 0.46 m samt tværgående dispersiviteter i horisontale og vertikale retninger på henholdsvis 0.02 m og 0.001 m. Disse værdier er bestemt i relaterede projekter. Under antagelse af stationær vandstrømning er der simuleret en faneudbredelse, som udviser lille spredning både horisontalt og vertikalt. Koncentrationsfordelingen af chlorid i det påvirkede grundvandsmagasin er ikke kortlagt særlig nøjagtigt bl.a. på grund af forekomst af sekundære forureningskilder i området. Valideringsgrundlaget for den simulerede forureningstransport er derfor forholdsvis usikkert, men der optræder ikke åbenlyse uoverensstemmelser mellem simulering og observationer. Der opnås en stationær koncentrationsfordeling efter ca. 14 år. Tages de sæsonmæssige variationer i strømningsforholdene i regning simuleres en perkolatspredning, som på regional skala ikke varierer væsentligt fra beregningerne baseret på en antagelse om stationær vandstrømning. Derimod kan der i nærfeltet på lokal skala være tale om store forskelle, og i forbindelse med tolkning af koncentrationsmålinger er det derfor af betydning at tage højde for de sæsonmæssige variationer i perkolatproduktion og nedsivning.

Der er udført sensitivitetsanalyser for udvalgte modelparametre, herunder den numeriske diskretiseringsgrad. Det er påvist, at simuleringen er følsom over for dispersivitetsparametrene. Specielt er der påvist en stor følsomhed over for den tværgående dispersivitet i vertikal retning. Både den vertikale og horisontale diskretiseringsgrad har en væsentlig indflydelse på de resulterende koncentrationer. Forureningsfanen spredes desto mere jo grovere inddeling, der introduceres, og derved reduceres koncentrationsniveauet generelt. Det er derfor vigtigt at vælge så lille diskretisering som muligt for at opnå størst mulig nøjagtighed. Valget af diskretiseringsgraden skal selvfølgelig afvejes mod de computermæssige omkostninger.

Under anvendelse af HST3D modellen, som kan tage højde for forskelle i densiteter, er der foretaget orienterende beregninger

af betydningen af perkolatdensiteten på opblandingen mellem perkolat og grundvand. Beregningerne viser, at der under de givne hydrogeologiske forhold og den formodede perkolatkoncentration ikke kan forventes nogen væsentlig densitetseffekt ved Vejen losseplads. Dette er dog under forudsætning af, at der ikke optræder hydrodynamiske instabiliteter i form af fingerdannelser, hvilket der ikke kan tages højde for i eksisterende grundvandsmødder. På grundlag af følsomhedsanalyser er det videre beregnet, at densitetsforskelle først får betydning for perkolatspredningen, når gradienten i det hydrauliske trykniveau er lille, hvilket vil sige tæt på grundvandsskel. I større afstand fra grundvandsskel er det beregnet, at densitetseffekten kun har betydning, hvis den hydrauliske ledningsevne er større i vertikal retning end i horisontal retning, hvilket ikke er sædvanligt i danske aflejringer.

ENGLISH SUMMARY

Jensen, K. H.; Refsgaard, A. & Bitsch, K. (1991): Investigations at Vejen Landfill: Matematical Modelling. Lossepladsprojektet. Report M1/2, 160 pages, February 1991.

Observations of the contamination plume from the research landfill at Vejen have shown that the vertical and horizontal dimensions of the plume are relatively narrow. Therefore a three-dimensional modelling framework is required in order to make reliable interpretations and predictions of the plume behaviour.

The three-dimensional groundwater flow and transport model of the SHE modelling system has been applied to the aquifer system near the landfill in order to simulate the near-field plume transport. Boundary conditions in the form of recharge to the water table and potential heads at the model boundaries have been generated by using a one-dimensional unsaturated flow model and a two-dimensional regional groundwater flow model, respectively.

The geologically related geometric structure of the aquifer has been established on the basis of 13 geological cross-sections through the study area. This information has been digitized, and the vertical and lateral dimensions of a total of eight layers within the dominating sandy deposits have been determined. This information has served as a direct input to the model. The spatial distribution of the hydraulic conductivity and specific storage has been determined by calibration against hydraulic heads. In this process it has been assumed that the hydraulic properties are homogeneous within the individual eight layers, while a variation is introduced within the sandy deposits by defining a number of subareas. Although a large number of parameters is involved, the calibration process was not as complicated as expected, and a good comparison to the observations was obtained at a reasonable effort. However, in order to make the calibration process of a three-dimensional model feasible, application of input-output software including graphics packages is a requirement.

The migration of the contamination plume (chloride used as a conservative tracer) has been simulated on the basis of the calibrated three-dimensional groundwater flow model. Relatively low values for the dispersivity parameters were introduced in order to obtain a reasonable match to the available observations of chloride concentrations. The actual values were obtained from a related field tracer experiment. Hence the present model application has confirmed the existence of a trade-off between the accuracy of the flow description and the magnitude of the dispersivity parameters.

Some selected sensitivity analyses have been carried out showing that the model predictions are sensitive to the dispersivity parameters and to the numerical discretization. Application of larger grid elements gives rise to more dispersion of the plume and therefore also to smaller concentrations. Hence selection of grid spacing should be carefully balanced against requirements to accuracy and computer time.

The effect of density contrasts between leachate and native groundwater was found to be of little significance for the vertical mixing when the leachate flux is small in comparison to the groundwater flux. For the density effect to be of any importance the leachate should enter the groundwater near the groundwater divide.

INDHOLDSFORTEGNELSE

1. Indledning	1
2. Data og kalibreringsgrundlag	3
2.1 Geologi	3
2.2 Hydrogeologi	7
2.3 Indvindingsforhold	8
2.4 Analyse af pejleserier	8
2.5 Perkolatdannelse og grundvandskvalitet	13
3. Modelværktøjer	17
3.1 Model for umættet vandstrømning	17
3.2 Regional strømningsmodel	20
3.2.1 MOC - modelbeskrivelse	21
3.2.2 Setup af regional to-dimensional strømningsmodel	21
3.3 Lokal strømnings- og transportmodel	23
3.3.1 SHE - modelbeskrivelse	23
3.3.2 Setup af lokal model	25
3.4 Modellering af densitetseffekter	33
3.4.1 HST3D - modelbeskrivelse	33
3.4.2 Verifikation på Grindsted losseplads	34
3.4.3 To-dimensional snitmodel for pilotlossepladsen	37
4. Resultater	39
4.1 Grundvandsstrømning	39
4.1.1 Kalibrering af regional to-dimensional strømningsmodel	39
4.1.2 Kalibrering af lokal tre-dimensional strømningsmodel	43
4.2 Perkolatspredning	48
4.2.1 Perkolatspredning under stationære strømningsforhold	48
4.2.2 Perkolatspredning under ikke-stationære strømningsforhold	55

4.3	Sensitivitetsanalyser	64
4.3.1	Dispersionsparametre	64
4.3.2	Vertikal diskretisering	72
4.3.3	Horisontal diskretisering	75
4.3.4	Markvandingens indflydelse på forureningsspredningen	78
4.3.5	Densitetseffekten på den vertikale opblanding	81
5.	Konklusioner	87
6.	Referencer	91

- Bilag 1. Potentialekort for udførte pejlerunder
- Bilag 2. Potentialekort optegnet på grundlag af gennemgående boringer.
- Bilag 3. Digitalisering af geologisk model.
- Bilag 4. Beregningsresultater af perkolatspredning under stationære strømningsforhold.
- Bilag 5. Beregningsresultater af perkolatspredning under ikke-stationære strømningsforhold.

1. INDLEDNING

I forbindelse med vurderinger og analyser af grundvandsforurening fra affaldsdeponier er numeriske modeller nyttige redskaber, fordi de muliggør en integration af indsamlede data og informationer og dermed kan være med til at tilvejebringe en sammenhængende og konsistent resultattolkning. Endvidere er de nyttige i forbindelse med vurderinger af effekten af alternative afværgeforanstaltninger.

Matematiske modeller vil altid give en forenklet beskrivelse af virkeligheden, men de bør i videst muligt omfang være baseret på de fysiske og kemiske lovmæssigheder for de processer, som betragtes, for at tilvejebringe de mest pålidelige forudsigelser. Grundvandsmodeller vil imidlertid altid have det problem indbygget, at det er praktisk umuligt at måle de involverede parametre overalt i magasinet, og det er derfor nødvendigt at bestemme parametervariationen ved enten stokastisk at generere mulige realisationer eller deterministisk at gennemføre en kalibreringsproces. I begge tilfælde er det af stor betydning at udnytte de tilgængelige geologiske informationer i videst muligt omfang.

Formålet med nærværende projekt har været at udvikle, afprøve og sammenligne forskellige vand- og stoftransportmodeller på den udvalgte lokalitet. I den forbindelse er der udviklet og afprøvet forskelligt input/output programmel, som er af stor betydning ved specifikationen af modelparametrene og resultattolkningen. Der er videre udført en række sensitivitetsanalyser for at undersøge betydningen af udvalgte parametre, og parameterestimationsproblemet er diskuteret.

2. DATA- OG KALIBRERINGSGRUNDLAG

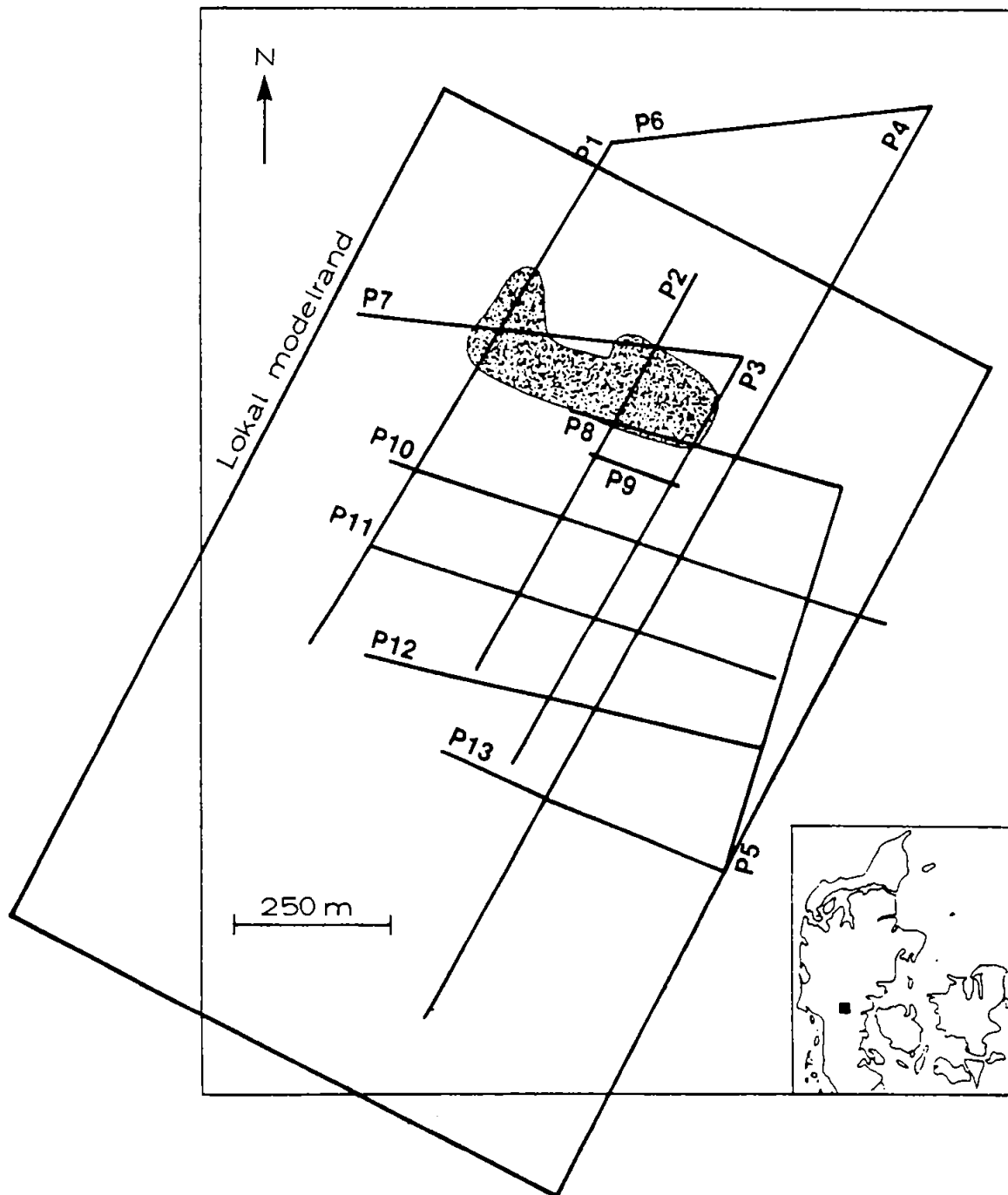
2.1 Geologi

De overordnede geologiske forhold ved Vejen, som er præget af områdets nære beliggenhed af den sidste istids hovedopholdslinie, er beskrevet i Houmark-Nielsen (1987). Isen har således på skift overlejret området og sendt smeltevandssedimenter ud over dette, og det må således forventes, at en detailundersøgelse vil afsløre en meget varieret geologisk opbygning.

Prækvartæret i området udgøres af kvartssand og glimmerler fra Miocæn. De overliggende kvartæraflejringer består hovedsageligt af morænesedimenter (usorteret ler, sand og grus) og smeltevands-sedimenter (sorteret ler, sand og grus). Området nord for Vejen omkring pilotlossepladsen er beliggende i en nordsydgående sækning i prækvartæret, som delvist er opfyldt af smeltevands-aflejringer. Mod vest og øst findes højtliggende moræneler.

Den geologiske opbygning af kvartæraflejringerne omkring og syd for pilotlossepladsen er, som forventet, forholdsvis kompliceret. I Gravesen (1989) er disse forhold, primært på baggrund af Houmark-Nielsen (1987), Larsen og Andersen (1987) og Larsen (1988), opsummeret, idet der er opstillet en tre-dimensional geologisk model for området. Den geologiske model er beskrevet på grundlag af informationer fra boringer, daglokaliteter og geofysiske målinger. Modellen består dels af en beskrivelse af området, dels af 13 geologiske profiler, hvis placering i området fremgår af Figur 2.1.1. De geologiske profiler, hvoraf ét er vist i Figur 2.1.2, danner baggrund for udarbejdelsen af et meget illustrativt fence-diagram, som er vist i Figur 2.1.3.

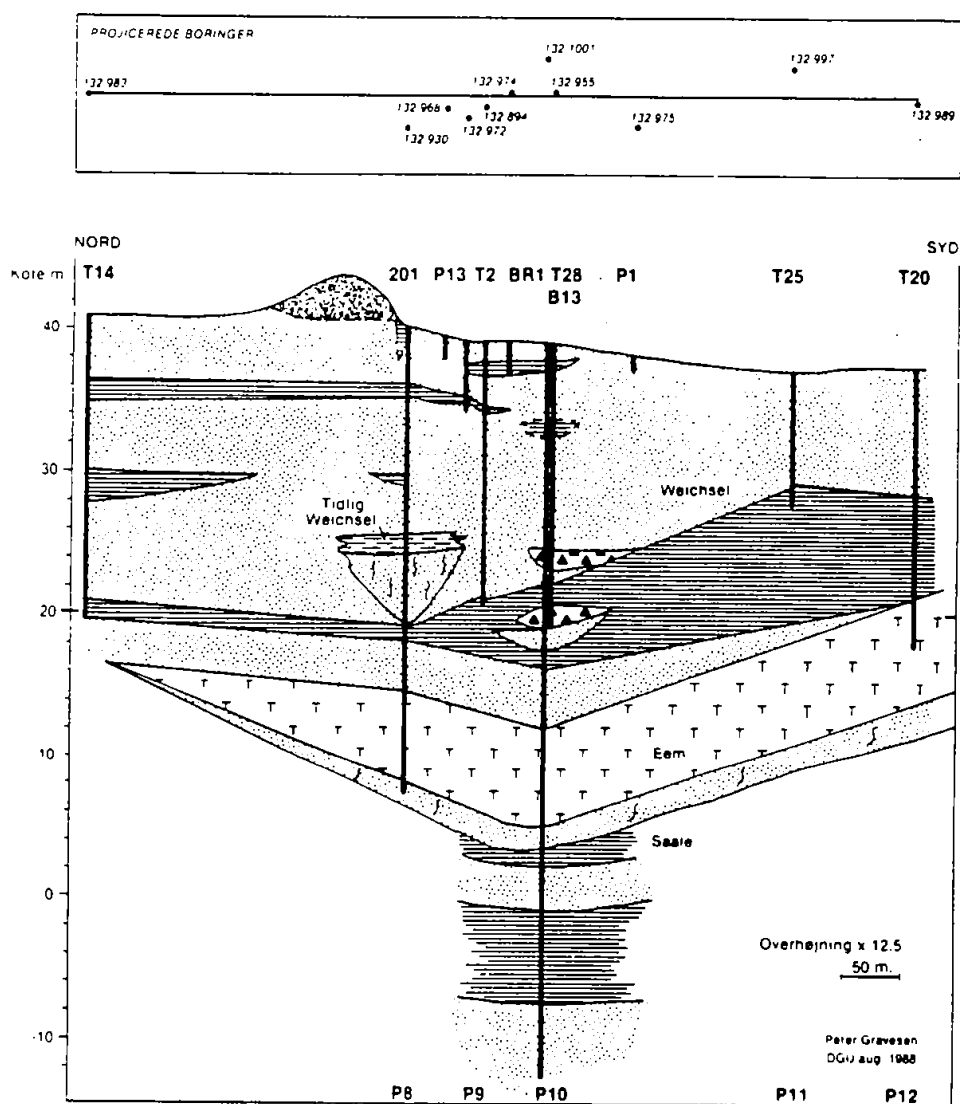
I modelarbejdet anvendes en geologisk model, der kun beskriver det øverste reservoir, som er aflejret under Weichel istiden. Dette reservoir har en varierende tykkelse på mellem 8 og 22 m og består af mellemkornet sand med indslag af groft sand og grus, samt tynde lag med lokal udbredelse af finsand, silt og ler. Det



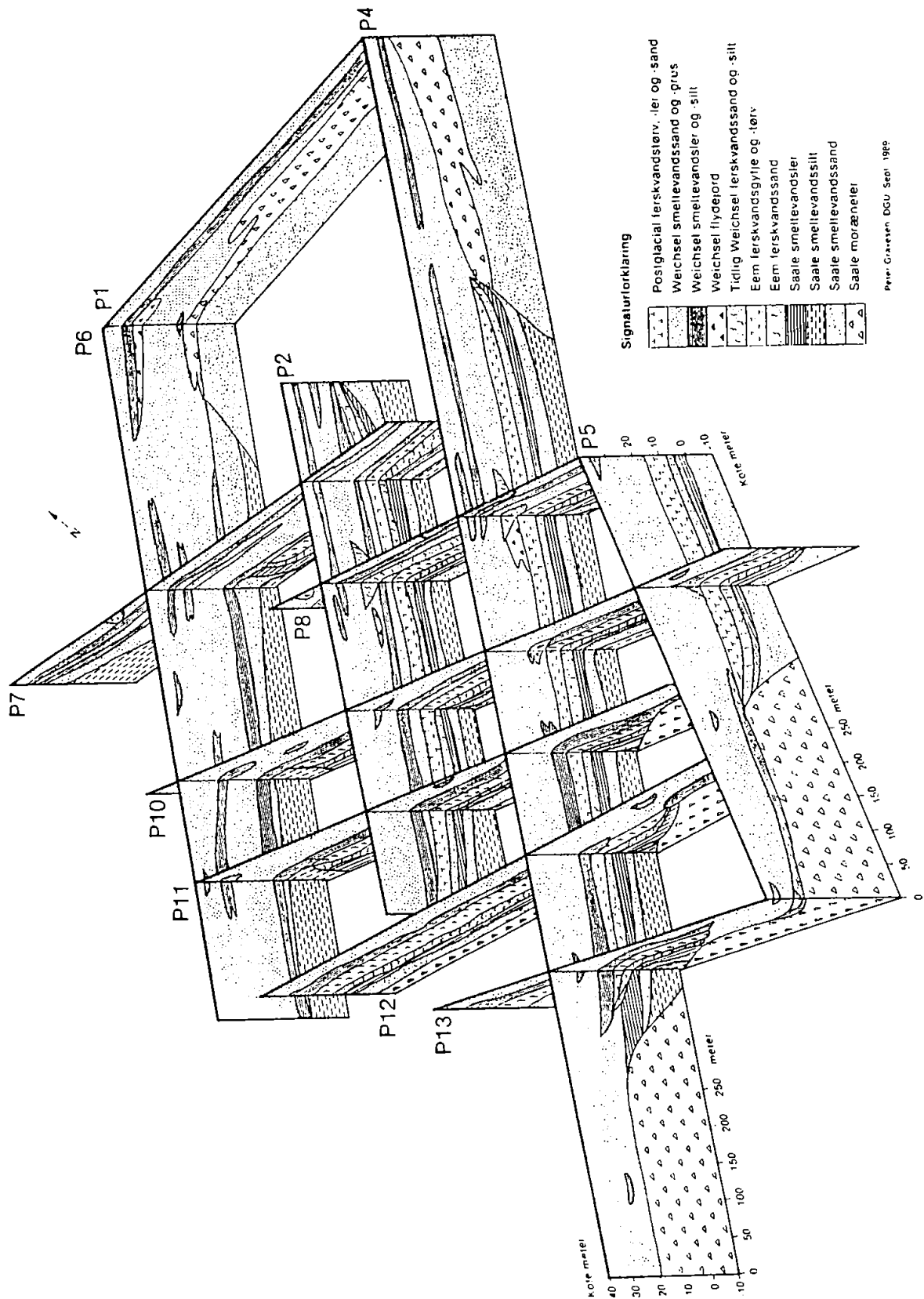
Figur 2.1.1 Lokaliseringen af de 13 profillinier.
(Gravesen (1989)).

er begrænset nedadtil af en op til 5 meter tyk lavpermeabel aflejring af smeltevandsler og -silt. Reservoiret betragtes i det følgende som en "sandkasse" med enkelte inhomogeniteter af lokal udstrækning.

VEJEN LOSSEPLADS PROFIL 2



Figur 2.1.2 Eksempel på geologisk profil ved Vejen losseplads. Profil 2. (Gravesen (1989)).



Figur 2.1.3 Fence-diagram, som viser de geologiske forhold i undersøgelsesområdet. (Gravesen (1989)).

2.2 Hydrogeologi

Hovedparten af de i lossepladsområdet udførte boringer er udført som BOTESAM-boringer (Larsen og Andersen, 1987; Larsen, 1988), dvs. rammeboringer med mulighed for udtagning af vandprøver og udførelse af slug-tests under nedramningen. Disse boringer danner sammen med enkelte prøvepumpninger, samt observationer af potentialeforhold (Nielsen, 1990) i det aktuelle område, grundlag for den hydrogeologiske model.

Ved at fortolke resultaterne af de udførte slug-tests er det teoretisk muligt at bestemme den horisontale hydrauliske ledningsevne i et begrænset område omkring boringen (Bouwer and Rice, 1976; Dax, 1987). For BOTESAM-boringerne hersker der imidlertid en del usikkerhed omkring denne bestemmelse, som bl.a. diskuteret i Larsen (1987) og i DGU (1989,1990a), hvilket giver sig udslag i, at de beregnede hydrauliske ledningsevner generelt er 10 til 20 gange mindre end forventet. Denne usikkerhed har forskellige forklaringer, idet den dels kan skyldes boremetoden (kompaktering omkring og/eller tilstopning af filteret under nedramningen) dels strømningsmodstand i selve filteret. Slugtests udført i monitoreringsboringer i tracerfeltet har dog givet mere lovende resultater, DGU (1990b).

I et relateret projekt er der på en mark ca. 600 m sydvest for lossepladsen udført et feltdispersionsforsøg i samme grundvandsmagasin og i samme aquifermateriale, som perkolatforureningen fra lossepladsen spredes i. Herfra haves et detaljeret billede af grundvandets strømningsmønster og strømningshastighed samt potentialeforhold, hvoraf den hydrauliske ledningsevne kan beregnes. Med en porøsitet på 0.3 fås en geometrisk middelværdi på 5.5×10^{-4} m/s, hvilket sammenlignet med målte værdier i BOTESAM-boringerne er en faktor 10-20 gange større.

Ligeledes rapporteres der i Carl Bro (1985) om en hydraulisk ledningsevne i samme område bestemt ved kapacitetstests, som er en faktor 5-10 gange større. Derfor må den hydrauliske lednings-

evne bestemt ved slugtest tages med et vist forbehold.

2.3 Indvindingsforhold

I området omkring lossepladsen findes der enkelte private vandindvindinger, som oppumper vand, primært til vanding af afgrøder, fra det øverste (forurenede) grundvandsreservoir. Der findes ingen præcise registreringer af den oppumpede vandmængde, men ifølge Madsen (1989) kan indvindingerne skønnes på baggrund af indvindingstilladelser og sparsomme indberetninger, hvilket giver den i Tabel 2.1 viste fordeling. Disse forhold medtages under sammenligningen af den stationære og ikke-stationære simulering af forureningsudbredelsen.

2.4 Analyse af pejleserier

En væsentlig information i forbindelse med modellering af grundvandsstrømning og stoftransport er potentialeforholdene. Disse observationer anvendes dels til kalibrering af strømningsmodellen og dels til fastlæggelse af randbetingelser. I relation til transport og dispersion af opløste forurenende stoffer er de sæsonmæssige fluktuationer af særlig interesse. Disse fluktuationer, som giver anledning til variationer i grundvandets strømningshastighed og -retning, optræder i konsekvens af, at nedbøren er stærkt årstidsbestemt, samt at forskelle i vegetation og eventuelle dæklags beskaffenhed giver anledning til en stedsafhængig nedsivning. Store variationer i strømningsretningen vil medføre en større horisontal spredning af perkolat. Ved betydelige variationer opnås derfor en mere fysisk korrekt modelbeskrivelse ved at tage de ikke-stationære forhold i nedsivning og randbetingelser i regning. Ved beskedne variationer kan det derimod være berettiget kun at betragte det stationære strømningsbillede, hvilket forenkler modelopstillingen betydeligt.

Grundvandsstanden omkring pilotpladsen er pejlet regelmæssigt siden marts 1987. Ialt er der foretaget 26 pejlerunder i for-

Gårdejere	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
Thomsen (gl)	25	25	25	25	25	25	25	25	25	16	17	27		
Thomsen (ny)													12	-
Petersen (gl)	25	25	25	25	25	25	25	25						
Petersen (ny)									36	36	36	36	10	36
Madsen				18	18	18	18	18	18	18	18	18		
Hansen	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	5	12	0	4

Tabel 2.1 Skønnede indvindingsmængder (1000 m³/år) fordelt på gårdejere.

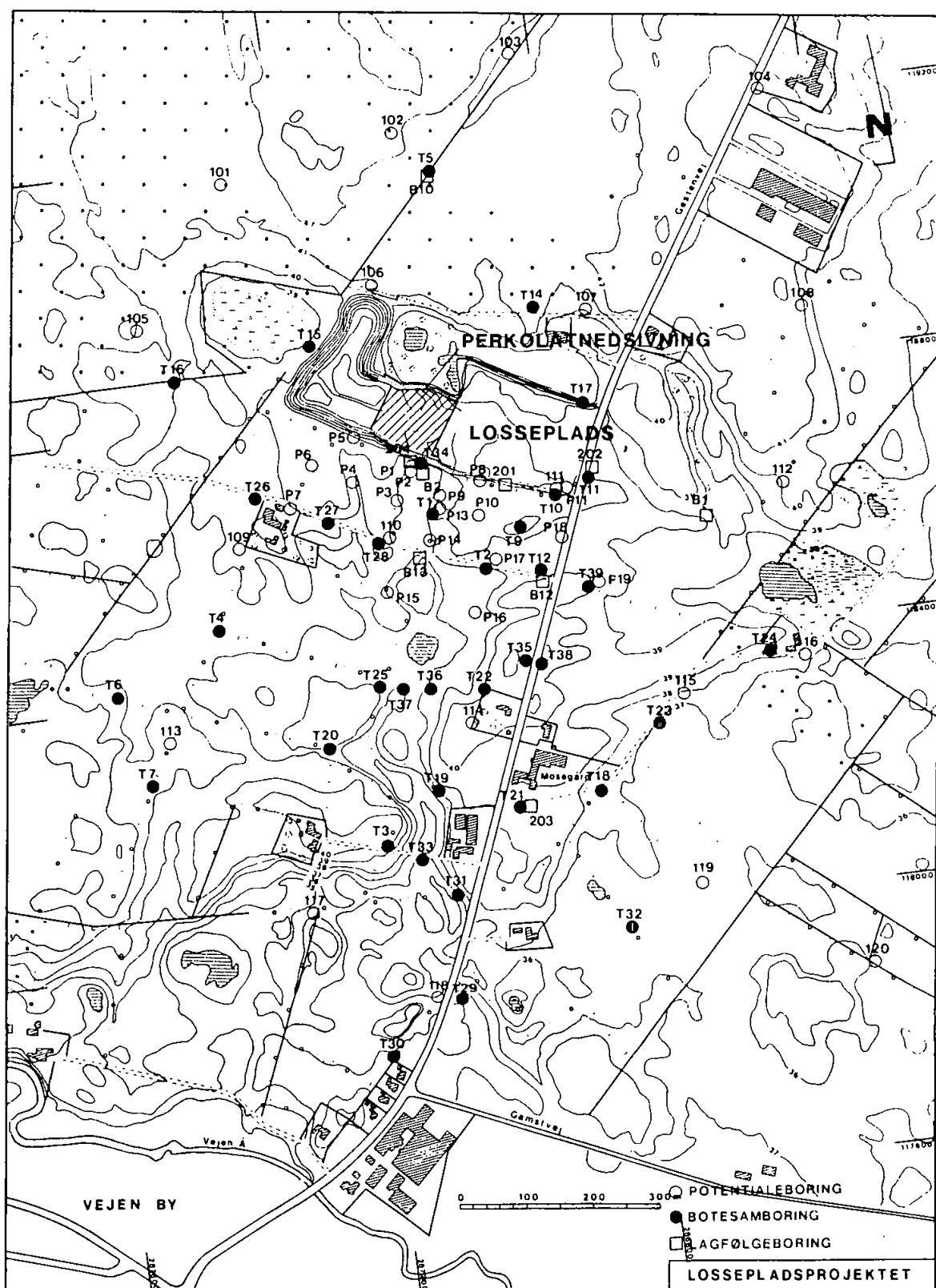
bindelse med lossepladsprojektet. Pejlingerne er foretaget i potentialeboringer udført specielt til formålet, og endvidere er lagfølgeboringer og eksisterende brønde inddraget. I Figur 2.4.1 er vist placeringen af de anvendte boringer.

Omfanget af pejlinger i hver pejlerunde har varieret fra gang til gang, idet strategien for pejlingerne har været at pejle ofte i udvalgte boringer, mens hele nettet af boringer pejles med længere tidsintervaller. I nogle observationspunkter er der pejlet i flere niveauer for at registrere eventuelle vertikale hastighedskomponenter. Der er foretaget observationer af potentialet i ialt tre grundvandsmagasiner, hvoraf det kun er de to øverste, der har interesse i nærværende sammenhæng, idet spredning af perkolat fra lossepladsen er begrænset til disse. De to magasiner er dog kun delvist adskilte. I den nordlige del af området og til lidt syd for lossepladsen, er de to magasiner adskilt af et indskudt lag af ler og silt. I den sydlige del er der kun få og små indslag af vandstandsende lag, og de to magasiner er stort set sammenfaldende. I Nielsen (1990) er potentialeforskellene mellem magasinerne diskuteret nærmere, og der synes at være tale om en generel nedadrettet gradient, hvor de to magasiner ikke er sammenfaldende. Eksempelvis er der i boringerne B10 og T17 (se Figur 2.4.1) målt nedadrettede potentialeforskelle over lerlaget på h.h.v. maksimalt 1.05 m og 0.62 m.

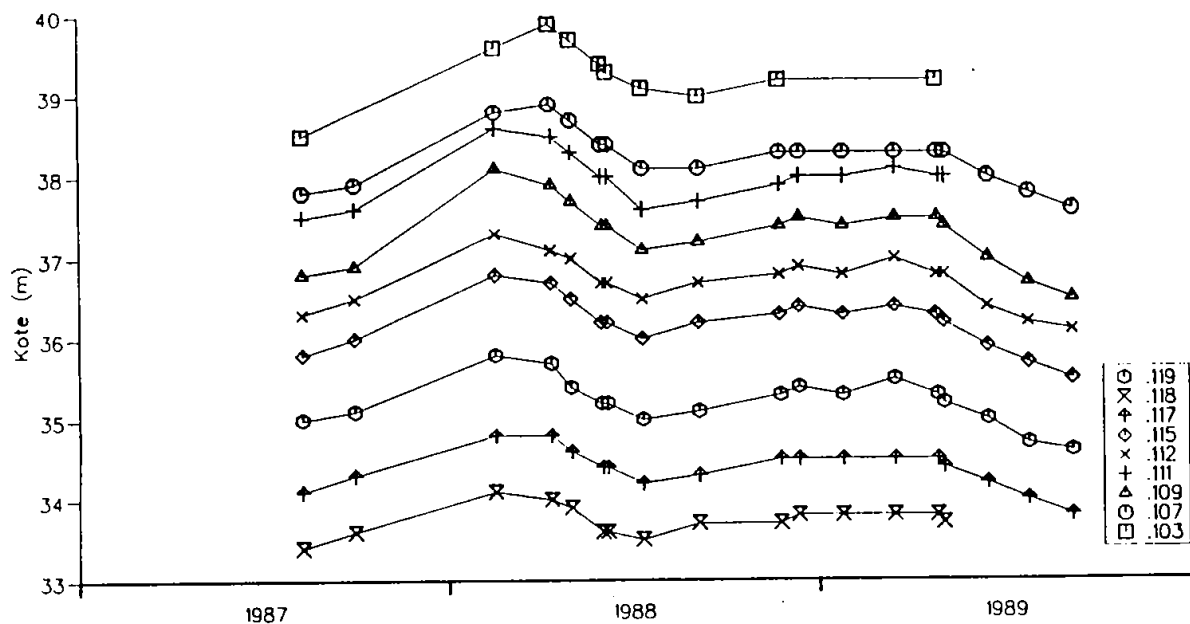
I Figur 2.4.2 er der vist eksempler på den sæsonmæssige variation i grundvandsstanden i udvalgte boringer. De viste eksempler dækker hele det område, som er forurenat af perkolat fra lossepladsen og repræsenterer typiske billeder af forholdene i området. Den sæsonmæssige variation er forholdsvis beskeden og er begrænset til ca. 1 meter. Højeste grundvandsstand optræder først på året (februar måned) og laveste grundvandsstand forekommer i sensommeren (august måned). Af figuren fremgår endvidere, at pejleboringerne reagerer stort set ens på de årlige variationer i nedsivende nedbør, og at der ikke optræder nogen væsentlig faseforskel. Det kan således forventes, at strømningsretningen kun udviser en beskeden variation over året, og at de sæsonmæssige variationer derfor ikke vil bidrage væsentligt til den horisontale spredning.

Som et supplement til vurderingen af de sæsonmæssige variationer i vandstrømningsretningen er der for hver pejlerunde optegnet et potentialekort over hele området omkring lossepladsen. I Bilag 1 er inkluderet potentialekort for samtlige pejlerunder. Af de enkelte kort fremgår det, hvor der er pejlet, samt med hvilken værdi. De viste potentialebilleder repræsenterer det øverste frie grundvandsmagasin og er optegnet på grundlag af lineær interpolation mellem de foreliggende observationsboringer. Ud over de observerede grundvandsstande er også vandstanden i Vejen Å medregnet, for at der kunne etableres et potentialebillede, der strækker sig ud over det område, som boringerne dækker.

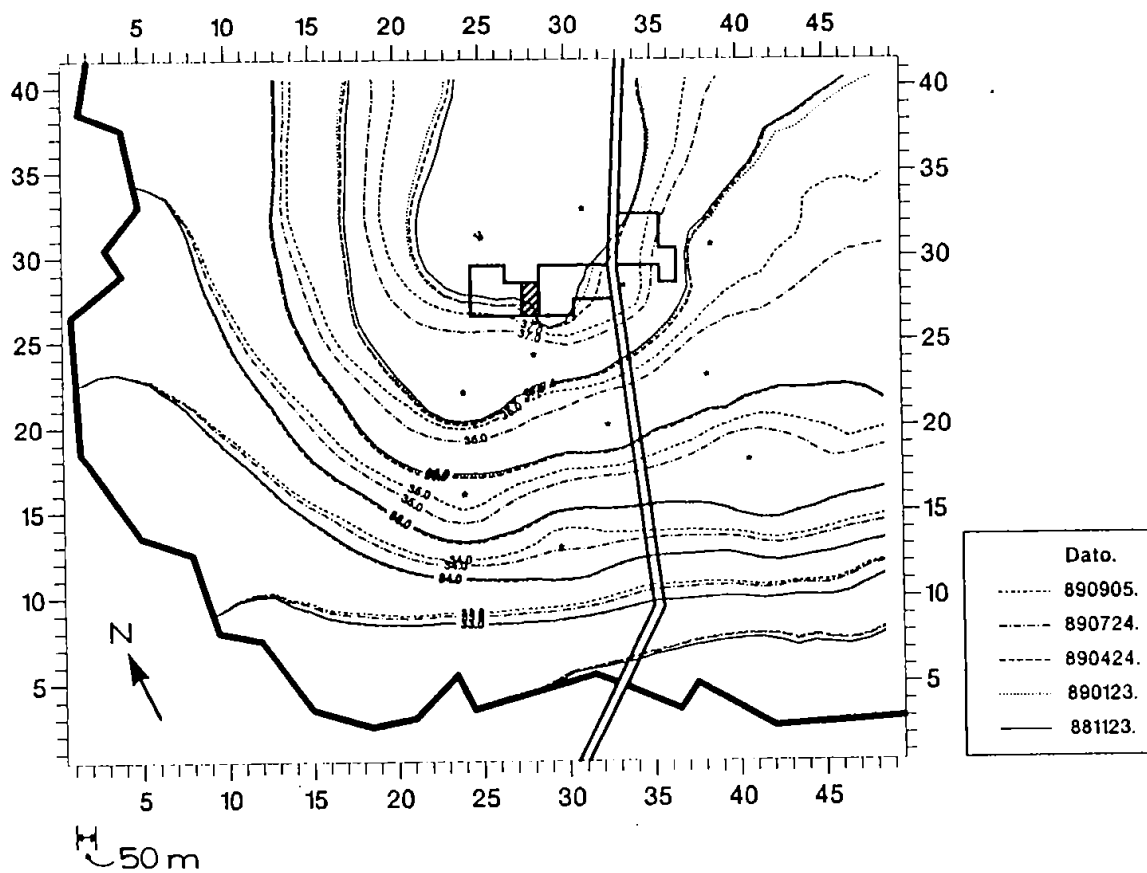
I Bitsch og Jensen (1989) er der foretaget en indledende analyse af disse potentialebilleder med henblik på at vurdere de sæsonmæssige variationer i strømningsretningen. Denne sammenligning viste en betragtelig variation i strømningsretningen med variationer helt op til 45° . En mere kritisk sammenligning er foretaget i det følgende, idet der for udvalgte pejlerunder er optegnet potentialebilleder, hvor kun de boringer, som er gennemgående i alle pejlerunder, er inddraget. I Figur 2.4.3 er der vist et eksempel herpå. Figuren viser potentialekurver til fem forskellige tidspunkter, optegnet på grundlag af samme sæt



Figur 2.4.1 Lokalisering af pilotlossepladsen samt beliggenhed af borer.



Figur 2.4.2 Eksempler på grundvandsspejlets sæsonmæssige variation i udvalgte boreriger.



Figur 2.4.3 Potentialekort til fem forskellige tidspunkter (* = pejleboring).

boringer. Tidspunkterne er valgt, således at de dækker et helt år. Den relative beliggenhed af isolinierne udviser mindre forskelle, men regionalt betragtet er der tale om forholdsvis konstante strømningsretninger over året. Lokalt kan der dog optræde en vis sæsonmæssig variation - eksempelvis ved den østlige rand. I Bilag 2 er der yderligere inkluderet fire eksempler, som viser de samme tendenser. Det må derfor forventes, at de sæsonmæssige fluktuationer i strømningsforholdene i området ikke giver anledning til en væsentlig forøgelse af den horisontale spredning af fanen.

2.5 Perkolatdannelse og grundvandskvalitet

Perkolatdannelsens historiske og fremtidige udvikling er en vigtig parameter i forbindelse med modelsimuleringer af stoftransport. I Kjeldsen (1990) er lossepladsens historie og perkolatdannelsens udvikling diskuteret. Det er vurderet, at perkolattilførslen til grundvandet er begrænset til en lille del af lossepladsens samlede areal, jvnf. Figur 2.4.1. Området dækker et areal på ca. 5000 m², og koncentrationen af chlorid (Cl⁻) i det nedsivende perkolat er på grundlag af målinger vurderet til ca. 900 mg/l, idet chlorid regnes som indikator for forurening. Det vurderes, at perkolatdannelsen starter i 1972 og at fuld styrke nås i 1975.

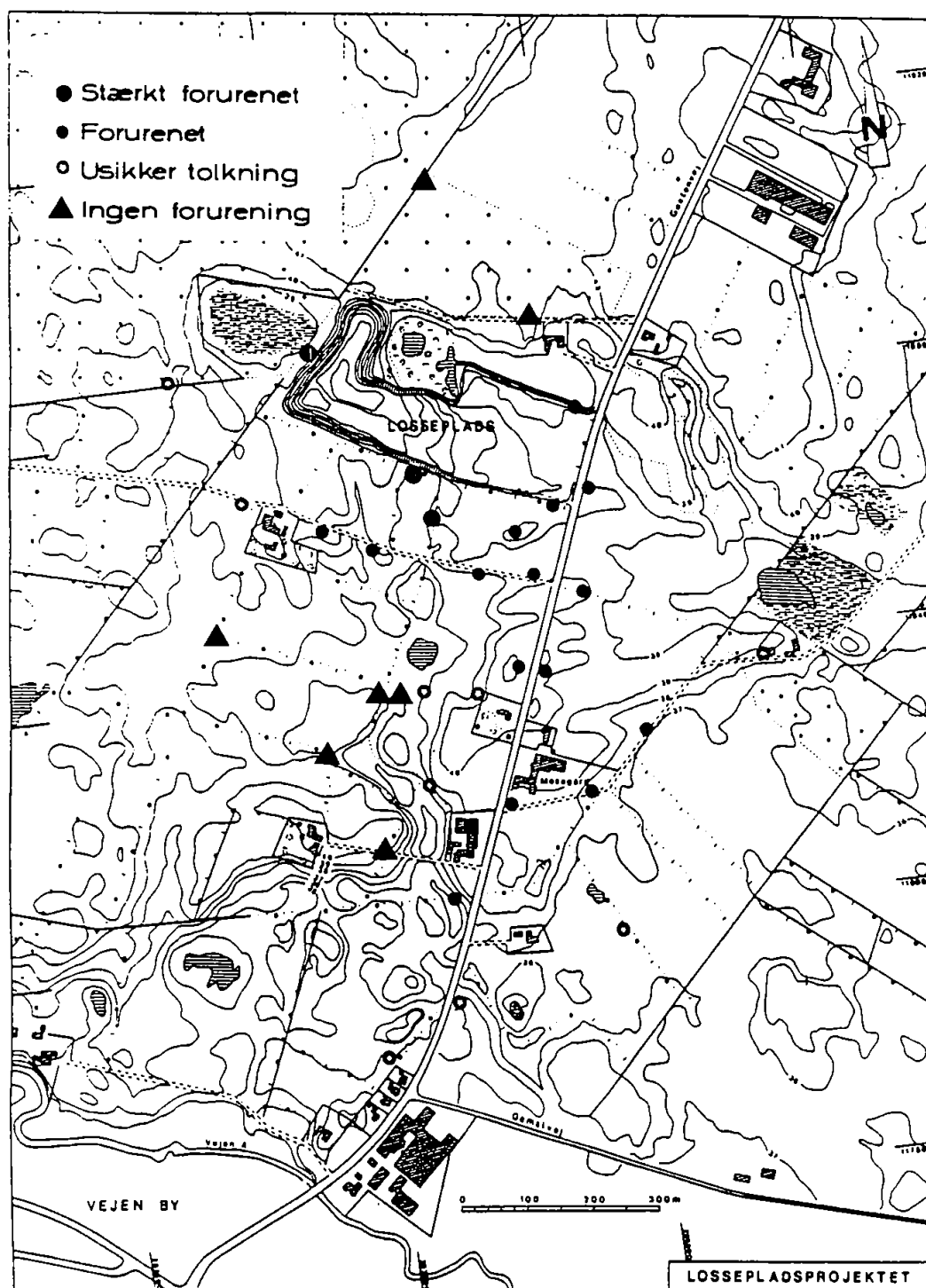
Grundvandskvaliteten omkring pilotlossepladsen er diskuteret i Kristiansen og Laier (1990). Til belysning af koncentrationsforholdene er der udtaget vandprøver i forbindelse med etableringen af BOTESAM-boringerne T1-T39, samt i de permanent installerede filtre i boringerne 201 og 202. Prøverne er taget i perioden oktober 1987 til oktober 1989. I næsten alle boringer forekommer der forhøjede chloridkoncentrationer. De forhøjede værdier er imidlertid ikke særligt markante, undtagen umiddelbart op ad lossepladsens sydlige afgrænsning. Endvidere kan de forhøjede koncentrationer i de fleste tilfælde ikke umiddelbart henføres til perkolat fra lossepladsen, da andre forureningskilder herunder mindre lokale deponier og vejsaltning samt gødskning på

markerne kan bidrage betydeligt.

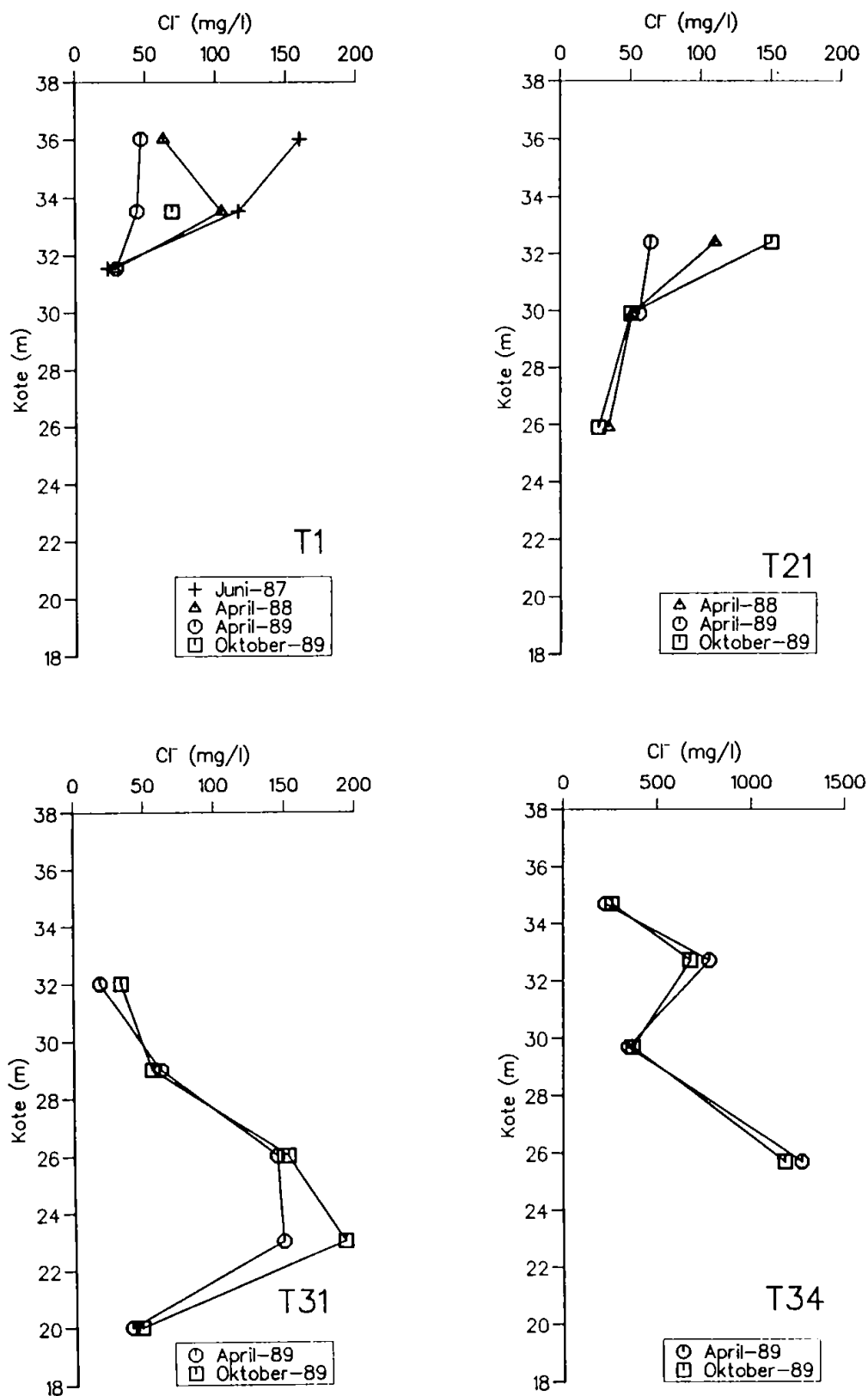
Som støtte i forbindelse med fastlæggelsen af perkolatfanens udbredelse og i vurderingen af, om forhøjede chloridkoncentrationer skyldes lossepladsperkolat eller sekundære kilder, er der i Kristiansen og Laier (1990) angivet analyseresultater for andre uorganiske identikatorparametre herunder bl.a. alkalinitet og methan. Imidlertid er koncentrationerne for disse parametre også meget lave, dog med undtagelse af lokaliteter tæt på lossepladsen. Dette betyder, at der på trods af det omfattende net af boringer, der er etableret i området, hersker en del usikkerhed om perkolatfanens udbredelse og afgrænsning. Problemet forstærkes yderligere af, at fanen har en beskeden udstrækning både horisontalt og vertikalt, hvilket vanskeliggør en detaljeret kortlægning af perkolatspredningen.

I Figur 2.5.1 er angivet de boringslokaliteter, som er tolket som perkolatpåvirkede. Figuren antyder, at perkolatfanen lige syd for lossepladsen bevæger sig i sydøstlig retning, hvorefter den drejer mere mod syd ved Gestenvejen.

I Figur 2.5.2 er der vist eksempler på den vertikale fordeling af chlorid over den mættede lagtykkelse i boringer, som er perkolatforurenede. Det fremgår heraf, at den vertikale spredning er begrænset til udsnit af den mættede lagtykkelse, hvilket illustrerer, at forureningsspredningen er et tre-dimensionalt problem.



Figur 2.5.1 Perkolatpåvirkede boringer, Kristiansen og Laier (1990).



Figur 2.5.2 Chloridprofiler fra perkolatforurenede boringer, Kristiansen og Laier (1990).

3. MODELVÆRKTØJER

I det følgende beskrives dels de i projektet benyttede numeriske modeller til beregning af strømningsbilledet og forureningsudbredelsen nedstrøms Vejen losseplads, dels et mere specielt beregningseksempel, som illustrerer perkolatdensitetens indflydelse på forureningsudbredelsen. Der er i den forbindelse anvendt flere forskellige modelværktøjer:

- * **nedsivning** til grundvandsmagasinet er simuleret på grundlag af daglige observationer for nedbør og potentiel fordampning under anvendelse af en model for umættet vandstrømning (Jensen, 1983).
- * **regionale potentialeforhold** er, med den simulerede variation i nedsivning som input, beregnet med den to-dimensionale strømningsmodel MOC (Konikow og Bredehoeft, 1978).
- * **lokale potentiale- og forureningsforhold** er, med de ovenfor beskrevne infiltrations- og potentialeforhold som randbetingelser, simuleret med SHE-systemets tre-dimensionale strømnings- og stoftransportmodel (Ammentorp og Refsgaard, 1990).
- * **densitetseffekten** er simuleret med den tre-dimensionale vand- og stoftransportmodel HST3D (Kipp, 1987) med udgangspunkt dels i forholdene omkring Vejen losseplads, dels i alternative typiske hydrogeologiske forhold.

3.1 Model for umættet vandstrømning

Til beregning af den sæsonmæssige variation i nedsivning af nedbør til grundvandsmagasinet ved Vejen losseplads er anvendt en numerisk model udviklet af Jensen (1983). På grundlag af daglige observationer af nedbør og potentiel fordampning beregnes vandstrømning i det umættede zoneprofil under hensyntagen til planternes fordampning og jordens hydrauliske egenskaber. De

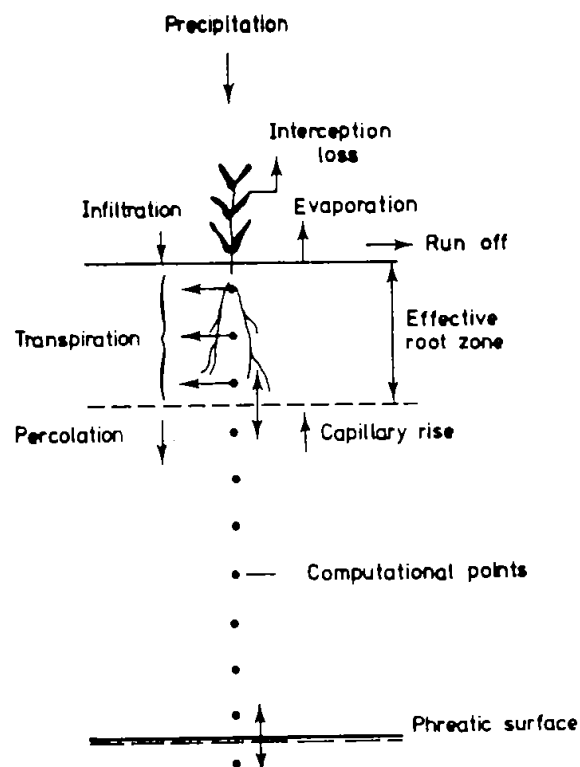
vandstrømningskomponenter, som indgår i beregningerne, er illustreret i Figur 3.1.1.

Modelberegningerne er baseret på den én-dimensionale styrende partielle differentialligning for umættet vandstrømning (Richards ligning) :

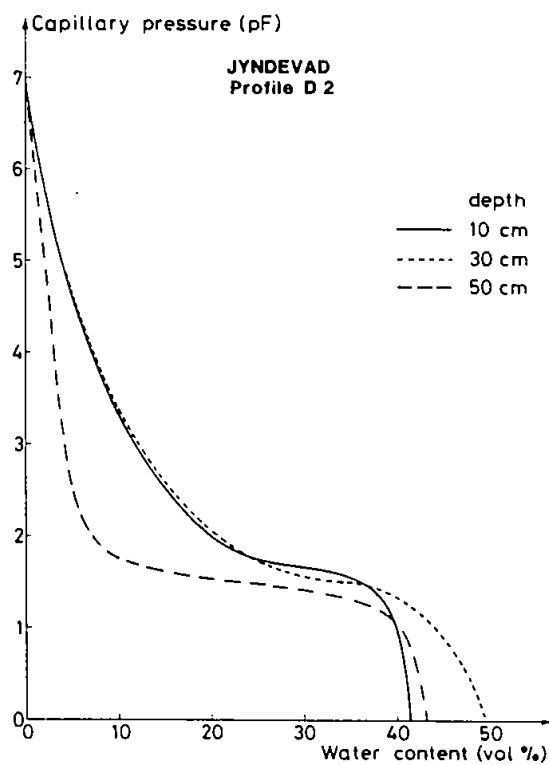
$$C \frac{\partial \Psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial \Psi}{\partial z} \right) - \frac{\partial K}{\partial z} - S \quad (3.1.1)$$

hvor

- Ψ - kapillartryk (tension)
- C - vandkapacitet
- K - umættet hydraulisk ledningsevne
- S - drænled repræsenterende planterødders vandoptag
- z - vertikal koordinat (positiv nedad)
- t - tid

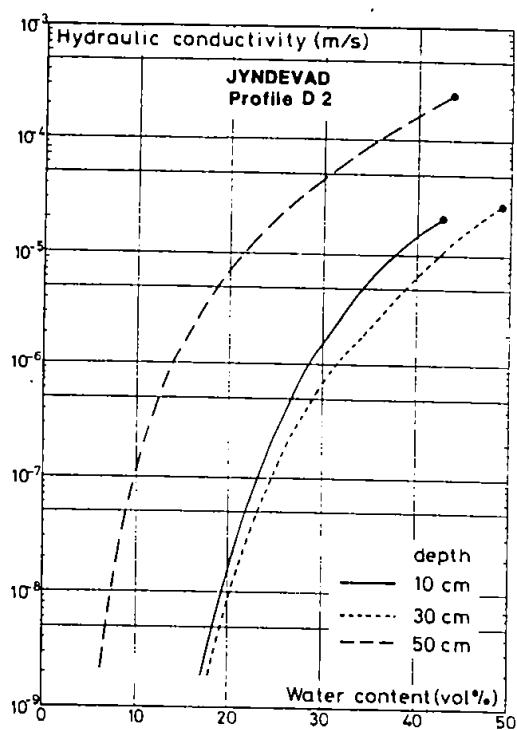


Figur 3.1.1 Strømningskomponenter involveret i et umættet jordprofil.



Figur 3.1.2

Retentionskurve (sandet jordtype fra Jynde-vad).



Figur 3.1.3

Hydraulisk ledningsevnefunktion (sandet jordtype fra Jynde-vad).

To parametre eller funktioner indgår i ligningen: a) retentionskurven, som beskriver sammenhængen mellem kapillartryk og vandindhold og b) hydraulisk ledningsevnefunktion, som beskriver sammenhængen mellem hydraulisk ledningsevne og vandindhold. For en sandet jordtype, som optræder ved Vejen, har disse to funktioner et udseende som illustreret i Figur 3.1.2 og 3.1.3.

Den samlede evapotranspiration fra jordprofilet beregnes i modellen som summen af interception fra vegetationsoverflade, direkte jordfordampning og røddernes vandoptagelse. Potentiel evapotranspiration opdeles som en funktion af bladarealindeks i potentiel transpiration og potentiel jordevaporation. I tilfælde af vand på vegetationsoverfladen medgår det første bidrag fortrinsvis til fordampning af dette. Potentiel fordampning fra jord og vegetation forekommer kun for højt vandindhold i jorden. Ved udtørring fordampes mindre, og i modellen beregnes aktuel jordfordampning og transpiration ud fra indbyggede reduktionsfunktioner. Den aktuelle transpiration fordeles over rodzonen efter en empirisk baseret fordelingsfunktion. Øvre randbetingelse udgøres af den observerede nedbør, som påføres modellen som en fluxrand, og nedre randbetingelse er en trykrand svarende til placeringen af grundvandsspejlet.

Modelberegningerne baseres på en finite-difference approksimation til differentialligningen.

3.2 Regional strømningsmodel

Med henblik på at beskrive de overordnede strømningsforhold i området som grundlag for de tre-dimensionale lokale strømnings- og stoftransportberegninger er der opstillet en to-dimensional regional strømningsmodel. Som modelværktøj er der anvendt MOC-modellen, Konikow og Bredehoeft (1978), hvor kun den del af modellen, som beregner vandstrømning, er aktiveret. Den regionale model har konkret været anvendt til at generere randbetingelser til den tre-dimensionale model.

3.2.1 MOC - modelbeskrivelse

Modellen er baseret på den styrende differentiaalligning for to-dimensional mættet strømning:

$$\frac{\partial}{\partial x_i} (T_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j}) - W = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad i, j = 1, 2 \quad (3.2.1)$$

hvor

- T - transmissivitet
- h - hydraulisk trykniveau (potentiale)
- S - magasintal
- W - kilde-/drænled
- x - stedkoordinater
- t - tid

Ligningen løses numerisk ved en finite-difference approksimation.

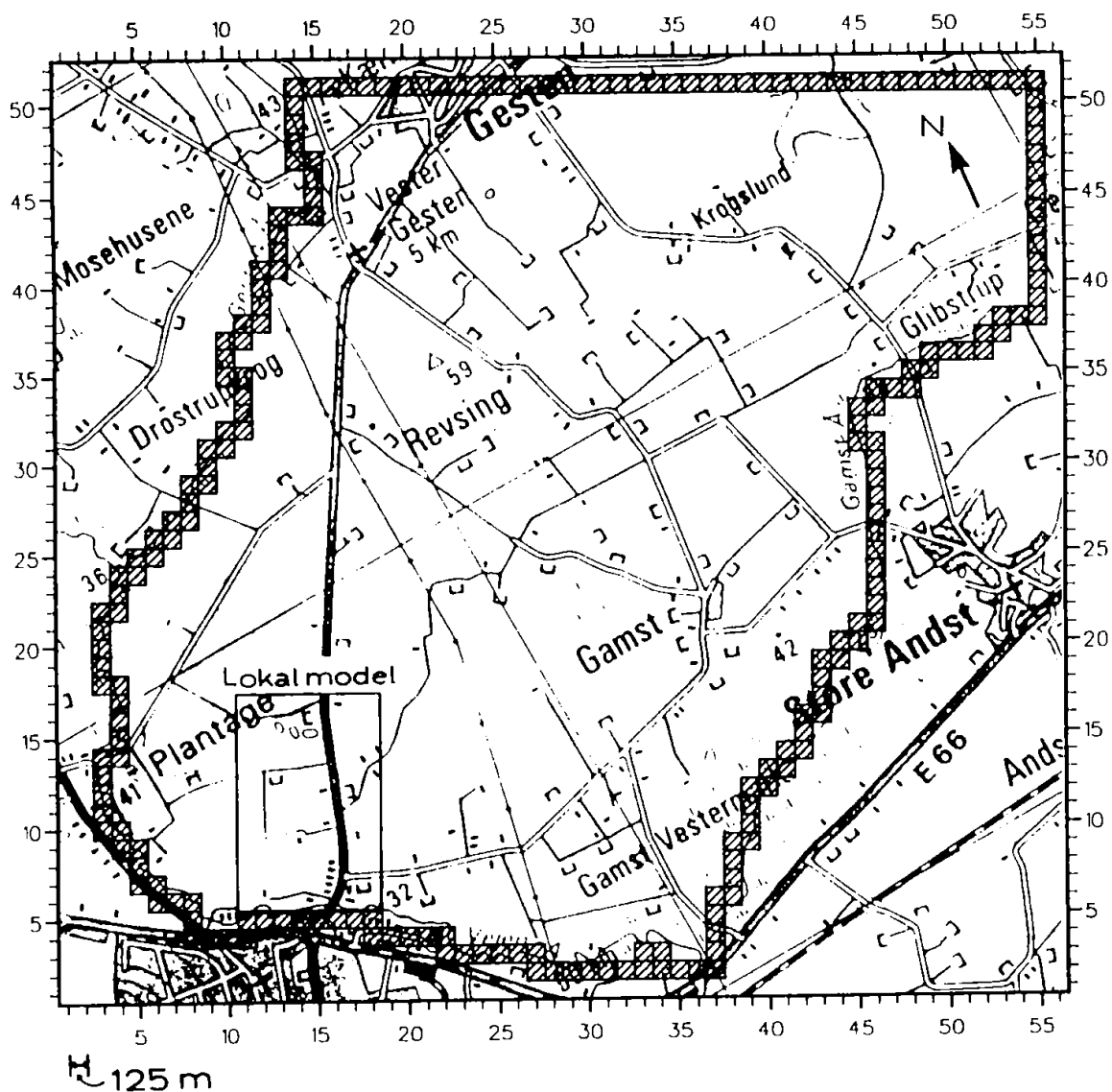
Stoftransportdelen er i denne sammenhæng uinteressant og er derfor ikke omtalt her.

3.2.2 Setup af regional strømningsmodel

Den regionale strømningsmodel beskriver strømningsforholdene i et ca. 25 km² stort område nordøst for Vejen. Et 56 x 52 numerisk modelnet med netstørrelser på 125 m x 125 m er anvendt. I Figur 3.2.1 er vist den geografiske placering af modelnettet og endvidere er angivet det område, hvor der udføres tre-dimensionale beregninger.

Modellens afgrænsning er placeret, hvor det er muligt at angive nogenlunde veldefinerede randbetingelser f.eks. langs større vandløb, hvor trykniveauet kan skønnes og samtidig kun udviser en beskeden sæsonmæssig variation. Gesten Å, Vejen Å og Gamst Å definerer randbetingelserne i hovedparten af den regionale model. I øverste del af modelområdet, som ikke er afgrænset af en naturlig randbetingelse, er det målte trykniveau anvendt som randbetingelse. Da der ikke er sikre informationer om de sæson-

mæssige variationer i trykniveauet langs denne rand, antages trykniveauet konstant i tiden. Det vurderes, at den fejl, som herved introduceres, ikke vil have væsentlig betydning for forholdene i det område, som har størst interesse, nemlig det lokale modelområde.



Figur 3.2.1 Diskretisering af regional grundvandsmodel.

3.3 Lokal strømnings- og stoftransportmodel

3.3.1 SHE - modelbeskrivelse

SHE (Det europæiske hydrologiske system) er et deterministisk såkaldt distribueret, fysisk baseret modelsystem.

I modelsystemet løses en række partielle ligninger, der matematisk beskriver de processer, der indgår i det landbaserede hydrologiske kredsløb. Modelstrukturen i SHE fremgår af Figur 3.3.1, og det ses, at SHE - foruden en tre-dimensional grundvandsmodel - indeholder modeller til beregning af fordampning og interception, snesmeltning, strømning i rodzonen og den umættede zone samt overfladevandsafstrømning. Resultaterne fra SHE kan - hvis alle individuelle modeller medtages i simuleringen - dels omfatte tidsserier i udvalgte punkter af vandstrømning, vandindhold, aktuel fordampning, potentialeforhold i overfladerecipienter, den umættede zone og grundvandszonen, dels arealmæssige fordelinger af strømningshastigheder, potentialeforhold og andre distribuerede variable og parametre. Videre indeholder modelsystemet delmodeller for transport af opløste forureningsstoffer i den umættede zone og grundvandszonen. De enkelte delmodeller kan med visse undtagelser anvendes individuelt.

Modelsysteemet består, foruden selve den hydrologiske model, af setup- og præsentationsprogrammel, samt en række hjælpeprogrammer, som vil blive omtalt i det følgende.

I forbindelse med beregningen af strømning og stoftransport fra Vejen losseplads anvendes kun modellerne for grundvandsstrømning og stoftransport.

Simuleringen af det lokale potentialebillede sker dels på grundlag af randbetingelser genereret af den regionale model og interpoleret i tid og sted, og dels nedsivning beregnet af den umættede strømningsmodel. Den tre-dimensionale, ikke-stationære grundvandsstrømning beskrives matematisk af følgende partielle

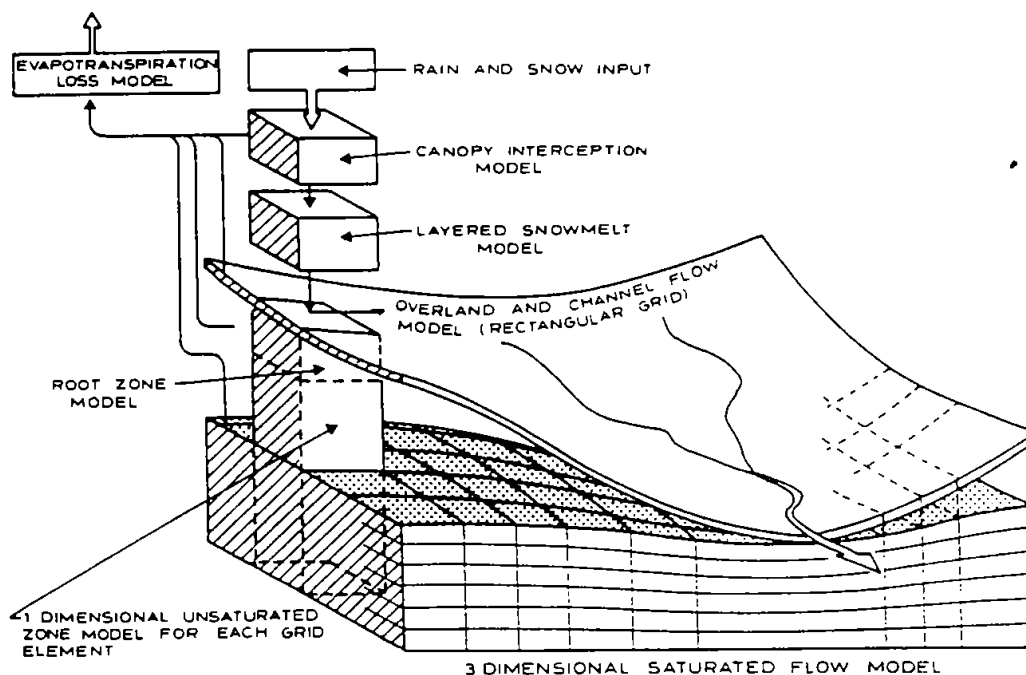
differentialligning:

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left(K_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} \right) - W = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad i, j = 1, 2, 3 \quad (3.3.1)$$

hvor

- h - hydraulisk trykniveau (potentiale)
- K_{ij} - hydraulisk ledningsevne
- W - kilde/drænled
- x - stedkoordinater
- t - tid
- S - specifikt magasintal

Ligningen har samme opbygning som ligning 3.2.1 for to-dimensionale strømninger. Parametre og variable i ovenstående ligning beskriver de lokale forhold, hvorimod de vertikalt integrerede forhold beskrives af ligning 3.2.1. Løsningsrutinerne i SHE bygger på finite-difference approksimationer og ligning 3.3.1 løses ved hjælp af en modificeret Gauss-Seidel implicit, iterativ løsningsrutine (Thomas, 1973). De numeriske løsningsmetoder er yderligere beskrevet i DHI (1989).



Figur 3.3.1 Modelstrukturen i SHE.

I forbindelse med delprojekterne M4 og M7 under lossepladsprojektet (Ammentorp og Refsgaard, 1990) er der sket en effektivisering og operationalisering af den tre-dimensionale stoftransportmodel. Detailbeskrivelsen af denne model medtages derfor kun i det omfang, det er nødvendigt for forståelsen af problemstillingen i nærværende projekt. Stoftransportmodellen, som er et selvstændigt modul, er baseret på en numerisk løsning til advektions-dispersionsligningen (3.3.2):

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x_i} (c v_i) + \frac{\partial}{\partial x_i} (D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j}) + S \quad i, j=1, 2, 3 \quad (3.3.2)$$

hvor

- c - koncentration af forureningsstof
- S - kilde-/drænled
- D_{ij} - dispersionskoefficienter
- v_i - porevandshastighed
- t - tid
- x - stedkoordinater.

Porevandshastigheden v_i beregnes på grundlag af de simulerede potentialer.

3.3.2 Setup af lokal model

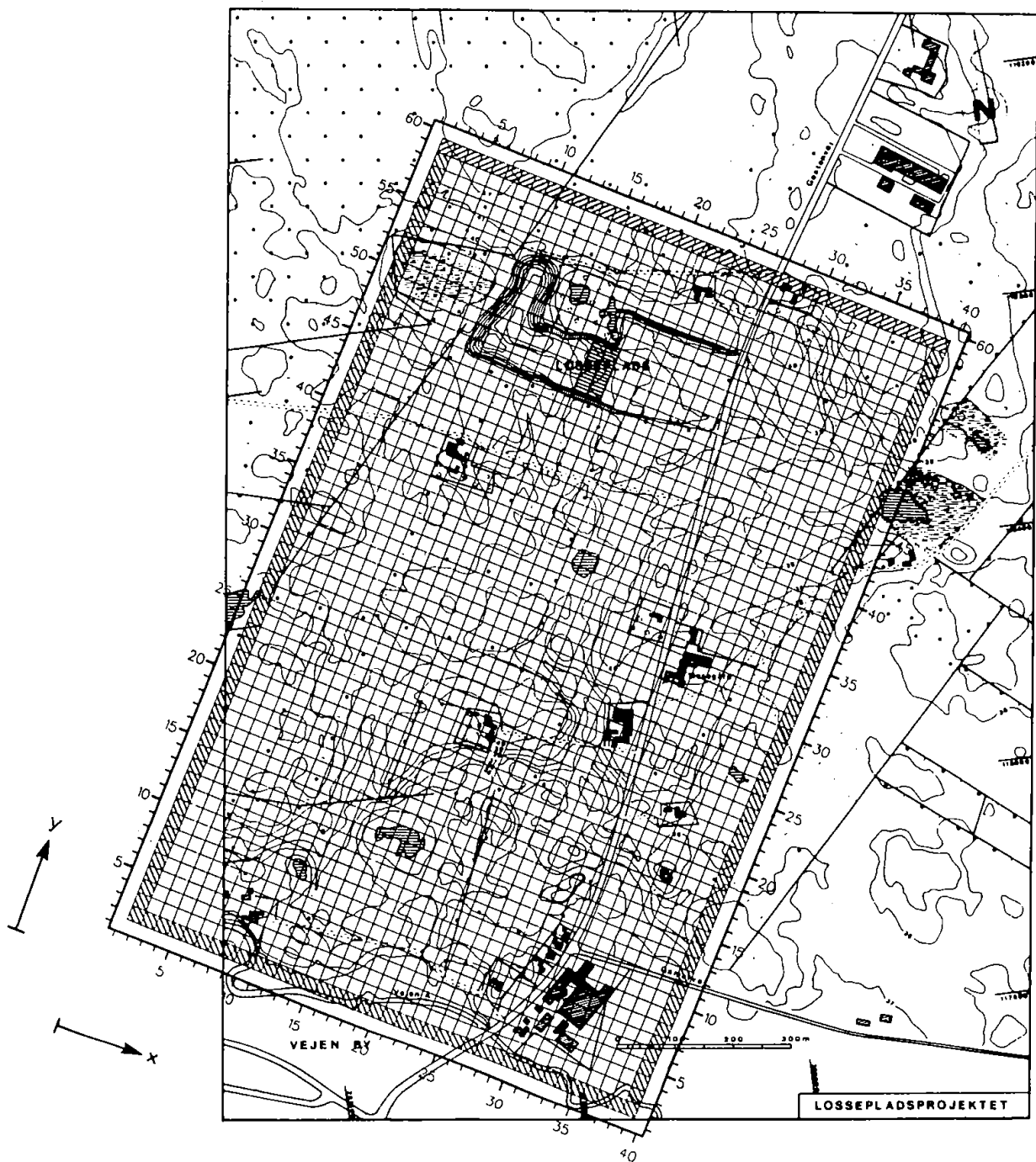
Den lokale strømningsmodel beskriver de tre-dimensionale strømningsforhold i et område på 1.5 km² omkring Vejen losseplads. Et 40 x 60 x 10 numerisk modelnet med netstørrelserne 25 m x 25 m x 2 m er anvendt til at diskretisere området. I Figur 3.3.2 er den geografiske placering af modelnettet vist. De skraverede felter i figuren angiver modelranden, hvor det hydrauliske trykniveau angives som randbetingelse. Den vertikale diskretisering er lagt således, at de horisontale lag ligger parallelt med grundvandsspejlet, opnået ved en stationær kørsel. Da modellen ikke kan regne på en situation, hvor grundvandsspejlet falder under den øverste beregningskasse, har denne til forskel fra de nedenunder liggende en tykkelse på 4.5 m, hvilket således giver plads til en variation af grundvandsspejlets

placering på maksimalt 4.5 m. Denne store diskretisering af den øverste beregningskasse er ikke nødvendig i det tilfælde, hvor der kun ønskes beregninger for en periode på et år, da den sæsonmæssige variation af grundvandsstanden typisk ligger inden for én meter. Men ønskes beregninger over en længere periode på flere år, er det nødvendigt, da forskellen mellem maximum og minimum på grundvandsstanden over sådan en periode kan være på flere meter. I Figur 3.3.3 er den vertikale diskretisering vist.

Gennem den geologiske tolkning er der opnået en detaljeret viden om både den horisontale og vertikale udbredelse af tilstedeværende ler-, silt-, grus- og tørvelag i sandaflejringerne i undersøgelsesområdet. Der er identificeret ialt otte forskellige typer af indskudte lag. Denne information er uddraget af de førømtalte 13 geologiske profiler, hvis placering i forhold til modelområdet fremgår af Figur 2.1.1, og fence-diagrammet, Figur 2.1.3. For at få disse informationer introduceret i modellen på operational måde er der udviklet programmer til behandling af geologiske data, herunder programmer til digitalisering, interpolation i tid og sted, konvertering til SHE-input, udtagning af randbetingelser fra en grov til en fin model, etc. jvnf. Ammentorp og Refsgaard (1990).

Den numeriske repræsentation af de geologiske og hydrogeologiske informationer bygger på de tilgængelige informationer i videst muligt omfang, men det har været nødvendigt både at interpolere og ekstrapolere de geologiske data for at etablere den tre-dimensionale "digitale" geologiske model.

Den **vertikale** udbredelse af hver af de otte indskudte lag (linsetyper) er digitaliseret ud fra de 13 geologiske profiler. Der er ved digitaliseringen taget hensyn til beliggenheden - koordinaterne - af de til hvert profil tilgrundliggende boringer, idet profilet beregningsmæssigt antages at forløbe langs forbindelseslinjen mellem boringerne. Der er for hver linsetype lagret informationer om koten til over- og undergrænse, og den numeriske repræsentation af de geologiske profiler fremgår af Bilag 3.

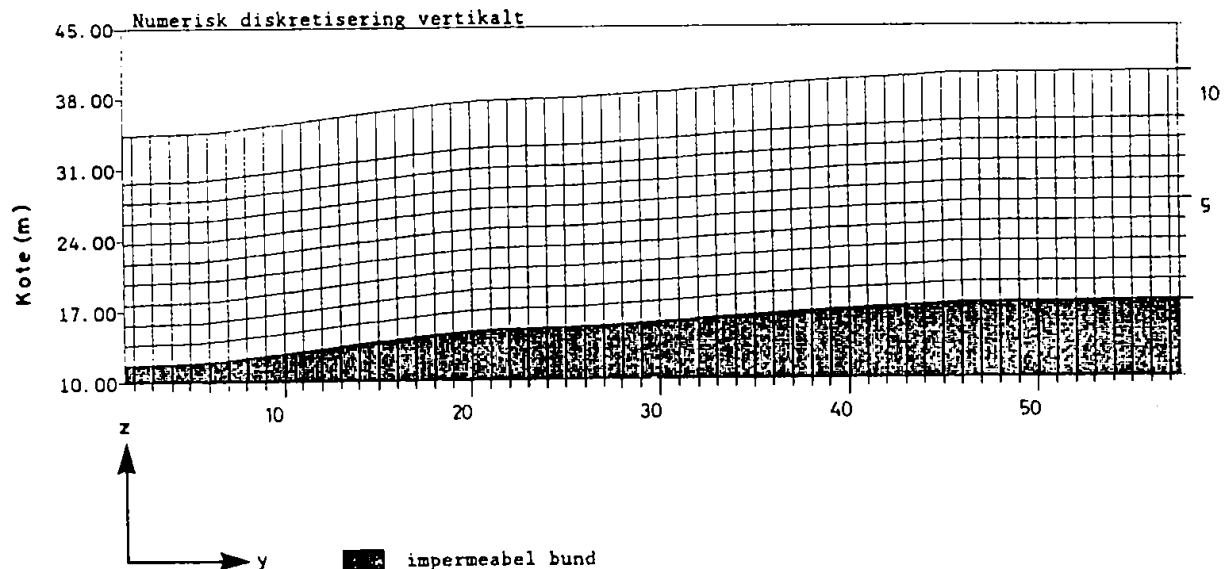


Figur 3.3.2 Geografisk placering af den lokale strømningsmodel.

Den **horisontale** udbredelse af de forskellige linser er skønnet ud fra en sammenstilling af profilerne samt fencediagrammet, og derefter markeret på hver sit kort over modelområdet. Udbredelsen af hver linsetype er herefter digitaliseret, hvilket er vist i Bilag 3.

Efter en to-dimensional interpolation af de diskrete data inden for linsetypens horisontale udbredelse fås kort over under- og overkote for hver linsetype.

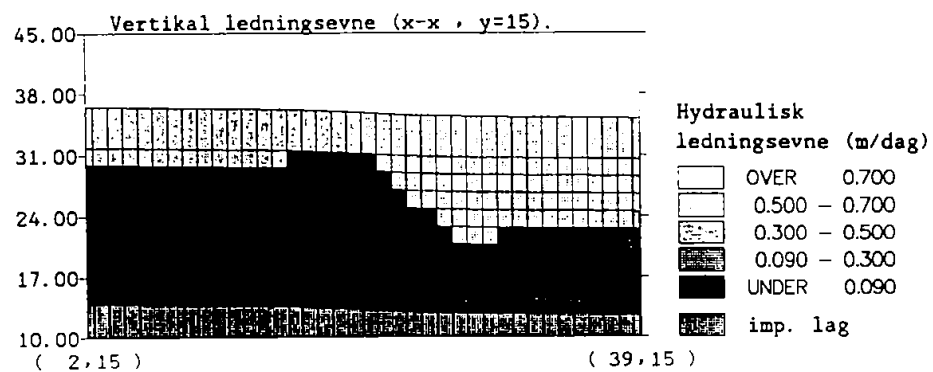
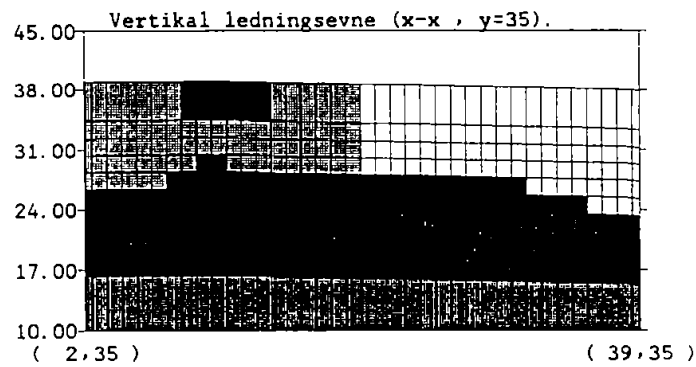
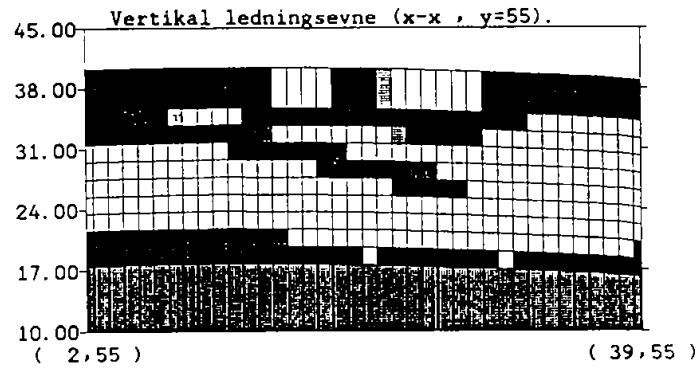
Denne databehandling sigter mod at bestemme lagernes indbyrdes beliggenhed. Det er imidlertid også nødvendigt at få disse data koblet sammen med hydrogeologiske informationer omkring horisontal og vertikal hydraulisk ledningsevne samt magasintal, og derved etablere en tre-dimensional hydrogeologisk model.



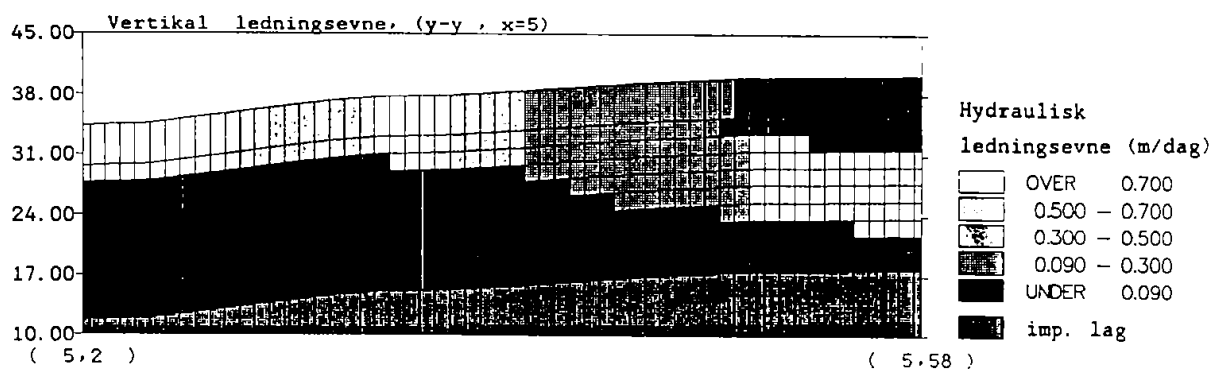
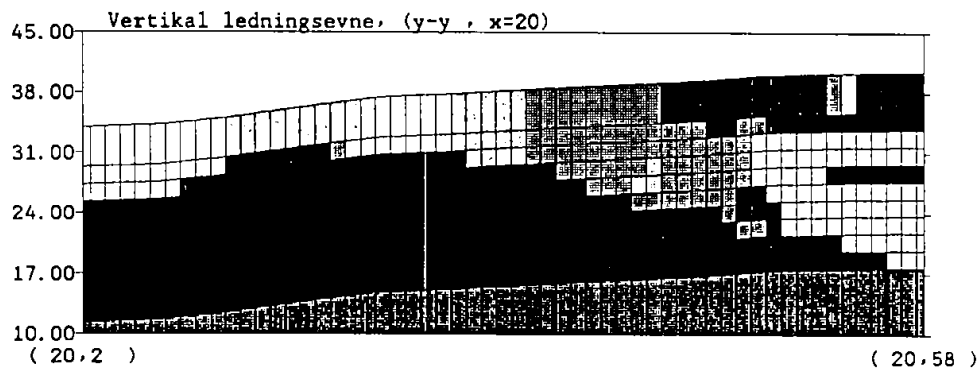
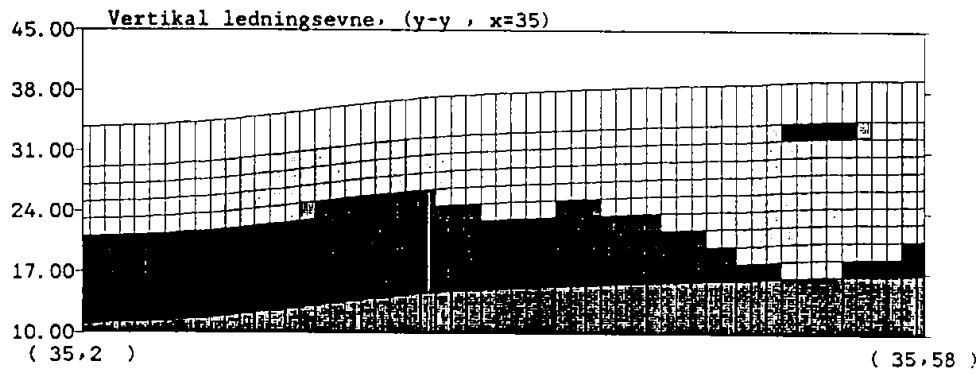
Figur 3.3.3 Vertikalt modelsetup for den tre-dimensionale model.

I kalibreringsfasen af den matematiske model er det nødvendigt at kunne justere både de geologiske og hydrogeologiske data, og der er derfor udviklet serviceprogrammer til data og parametermanipulationer. Den hydrauliske ledningsevne for de enkelte beregningspunkter beregnes ved aritmetisk eller harmonisk midling afhængig af retningen. Tilsvarende beregnes det resulterende magasintal for hvert beregningspunkt ved en volumetrisk midling. For en uddybende beskrivelse af programmerne henvises til Ammentorp og Refsgaard (1990).

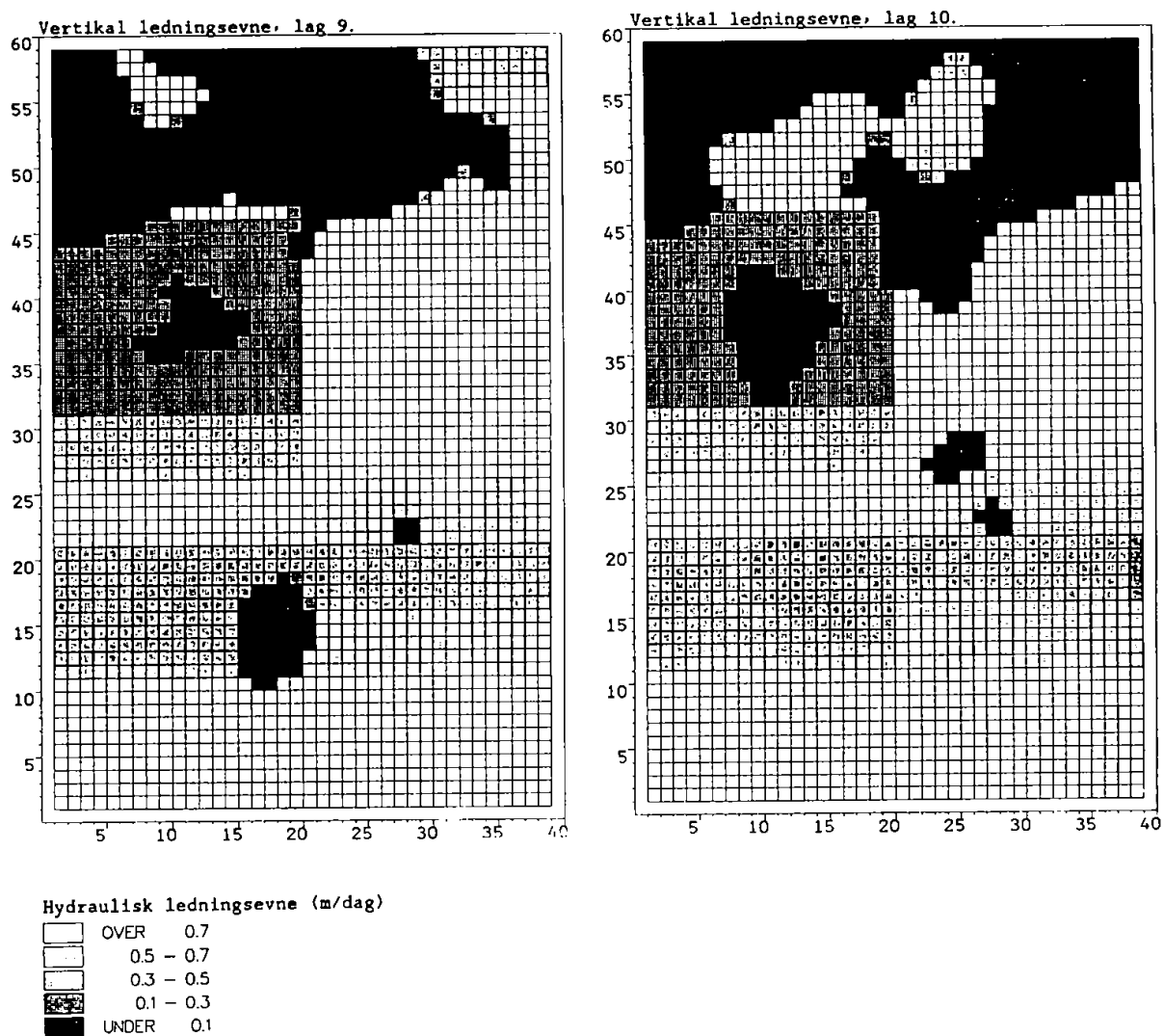
I Figur 3.3.4 er vist eksempler på variationer i den hydrauliske ledningsevne i udvalgte vertikalsnit, i både langsgående og tværgående retning. De viste snit repræsenterer fordelingen for en 25 m x 25 m x 2 m diskretisering. De tynde lerlag, som er beliggende omkring lossepladsen, genkendes i tværsnittene som områder med lavere hydraulisk ledningsevne. Ligeledes optræder lokale områder med mindre eller større hydraulisk ledningsevne. Sammenstilles tværsnittene med den horisontale variation i forskellige planer, Figur 3.3.5, fås en rumlig opfattelse af opbygningen af grundvandsreservoiret.



Figur 3.3.4 a. Variation i hydraulisk ledningsevne i udvalgte vertikalsnit.



Figur 3.3.4 b. Variation i hydraulisk ledningsevne i udvalgte vertikalsnit.



Figur 3.3.5 Variation i hydraulisk ledningsevne i udvalgte horisontalplaner.

3.4 Modellering af densitetseffekter

3.4.1 HST3D - modelbeskrivelse

For at belyse den vertikale opblanding i grundvand af et perkolatudslip og herunder specielt betydningen af densitetsforskelle mellem perkolat og grundvand, er der opstillet en to-dimensional snitmodel gennem pilotlossepladsen i perkolatfanens retning. Modelberegningerne er udført med den tre-dimensionale stoftransportmodel HST3D - Heat Solute Transport in Three Dimensions - Kipp (1987). I denne model er der mulighed for at inkludere densitets-, viskositets- og temperaturforskelle i beregningerne. I nærværende beregninger vil der ikke blive taget hensyn til viskositets- og temperaturforskelle, som inden for de variationer, der kendes fra danske affaldsdeponier, ikke kan forventes at have nogen væsentlig betydning for strømningsmønstret og de vertikale opblandingsforhold nedstrøms et affaldsdeponi, Dakofa (1985).

Modellen løser strømningsligningen (3.4.1) og stoftransportligningen (3.4.2) i tre dimensioner for tryk og koncentration. Da vandstrømningen er afhængig af de lokale densitetsforhold, er strømningsligningen opskrevet i absolut tryk frem for det normalt anvendte hydrauliske trykniveau. Tilsvarende er stoftransportligningen formuleret med en massefraktion som den afhængige variabel, idet det normalt anvendte koncentrationsmål (masse/volumen) ikke er entydigt i et system med variabel densitet. Massefraktion angiver vægtforholdet mellem de to væsker, der befinder sig i systemet.

$$\nabla \cdot \frac{\rho k}{\mu} (\nabla p - \rho g \nabla z) - q' = \frac{\partial}{\partial t} (\phi \rho) \quad (3.4.1)$$

$$\nabla \cdot \left(\rho_w \frac{k}{\mu} (\nabla p - \rho g \nabla z) \right) + \nabla \cdot (\rho D) \nabla w = \frac{\partial}{\partial t} (\phi \rho w) + q' w \quad (3.4.2)$$

hvor

w	- massefraktion
ρ	- densitet
k	- permeabilitetstensor
μ	- dynamisk viskositet
q'	- kilde-/drænled
D	- dispersionskoefficient
ϕ	- effektiv porøsitet

Differentialligningerne løses numerisk ved hjælp af finite-difference teknik. De diskrete ligninger kombineres til et sæt af algebraiske ligninger, som kan løses, når initial- og randbetingelser specificeres. Løsning af disse ligninger foregår i modellen enten direkte eller ved iteration. Valget af ligningsløser afhænger af problemets størrelse samt nøjagtighedskrav.

3.4.2 Verifikation på Grindsted losseplads

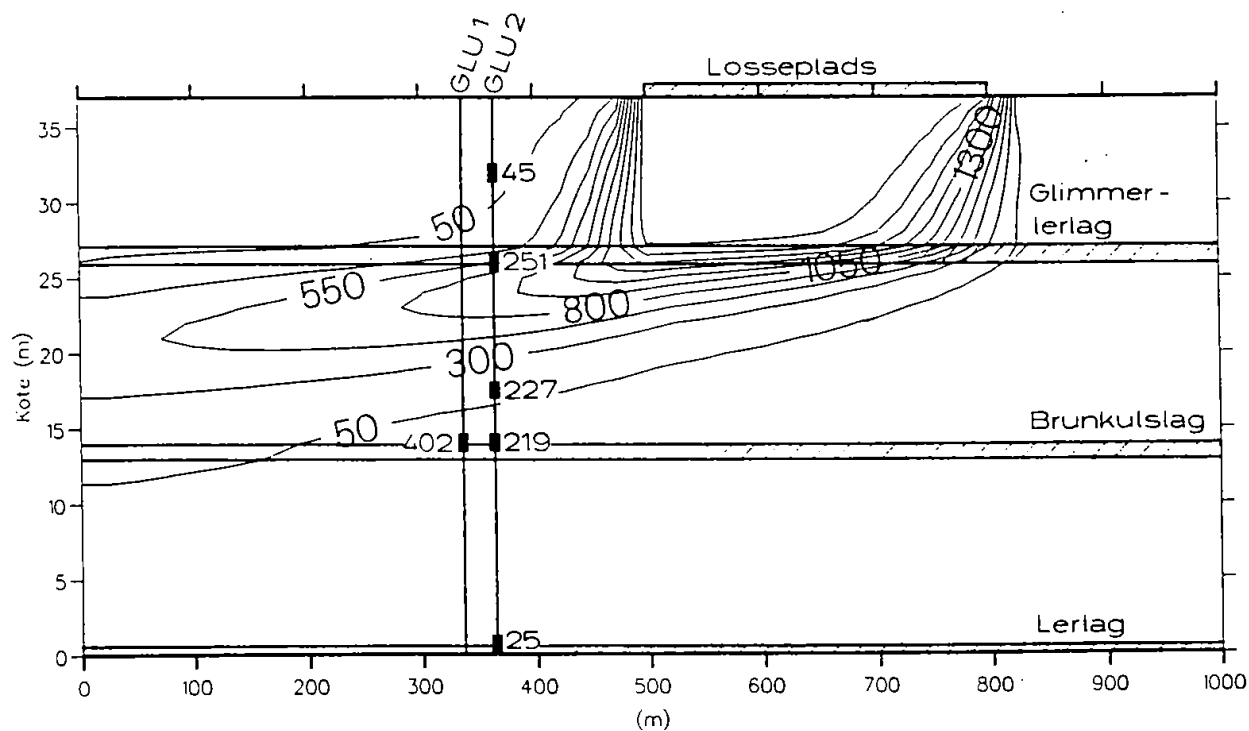
Med henblik på at verificere den anvendte model (HST3D) er der opstillet en to-dimensional snitmodel for Grindsted gl. losseplads, hvor der er konstateret perkolat i dybtliggende grundvandsmagasiner. Den dybe nedtrængning af perkolat er i Rambøll & Hannemann (1989) henført til densitetskontrast mellem perkolat og grundvand. Da denne effekt ikke umiddelbart synes at have nogen væsentlig betydning ved pilotlossepladsen, er ovennævnte losseplads anvendt som verifikationsgrundlag.

Den to-dimensionale snitmodel er opstillet gennem lossepladsen og langs grundvandets strømningsretning. De foreliggende geologiske oplysninger viser, at der er tale om et grundvandsreservoir opbygget af tre magasiner adskilt af et glimmerlerlag ca. 15 m under terræn og et brunkulslag ca. 28 m u.t.. Den nedre afgrænsning udgøres af et lerlag. Mellem de to øverste magasiner er der registreret en nedadrettet gradient. I Rambøll & Hannemann (1989) er der opstillet en horisontal trelagsmodel til beskrivelse af strømningsforholdene ved lossepladsen. Resultatet af denne modelanvendelse, som sammenstiller de foreliggende

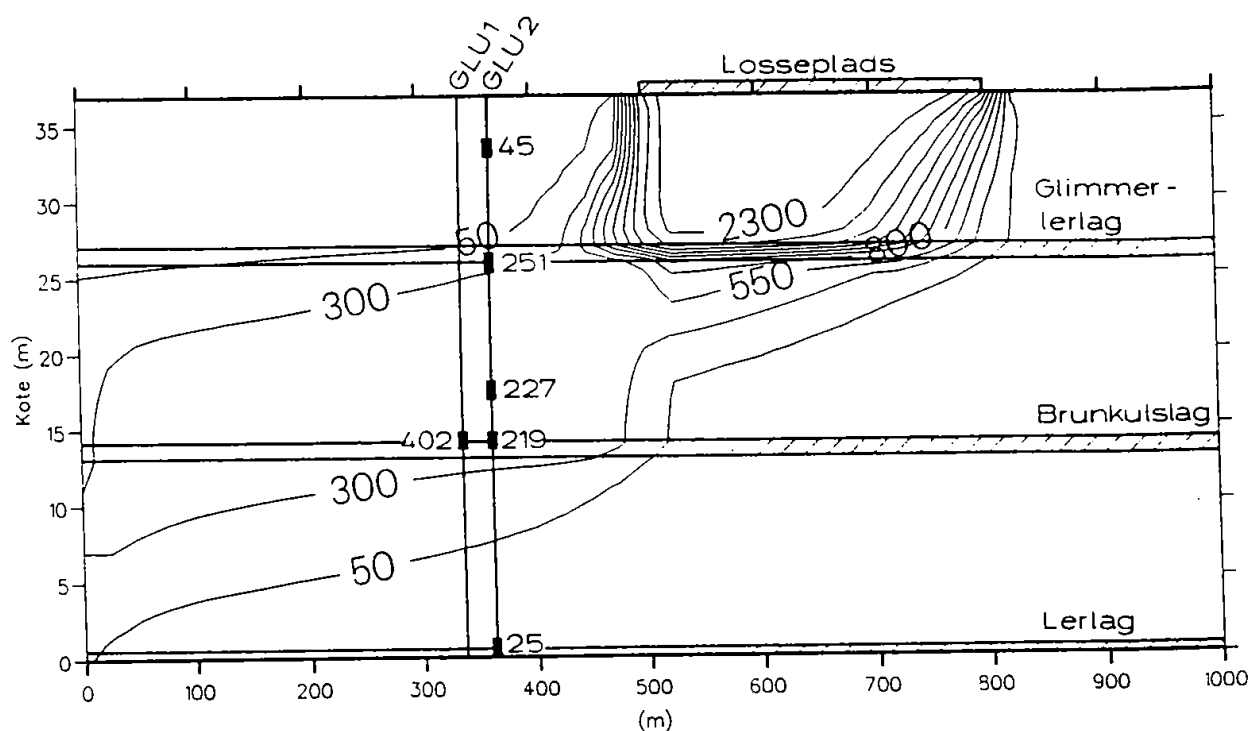
hydrogeologiske informationer, har dannet grundlag for det hydrogeologiske input til den vertikale snitmodel.

Som reference er modellen anvendt med et stofinput uden at densitetsforskelle er inkluderet i beregningerne. Resultatet af disse beregninger er vist i Figur 3.4.1 a, som illustrerer det stationære billede af den vertikale spredning af et perkolatudslip. Beregningerne viser, at spredningen af perkolatet fra lossepladsen vil være begrænset til de to øverste magasiner, når densitetsforskellen mellem perkolat og grundvand ikke tages i regning. Dette er ikke i overensstemmelse med, at grundvandsprøver fra den nederste del af det nederste magasin er perkolatpåvirket.

I Dakofa (1985) er angivet data for densitet, viskositet og temperatur fra ti danske affaldsdeponier. Heraf fremgår, at perkolatets densitet kan være forøget med op til 1.3 % i forhold til rent vand. Densiteten af nedsivende perkolat fra Grindsted gl. losseplads forventes (Rambøll & Hannemann, 1989) at være relativ stor i forhold til danske forhold. Inkluderes en densitetsforskel på 2.0 % i beregningerne af den vertikale spredning, fås et billede som vist i Figur 3.4.1 b. Hensyntagen til densitetsforskellen medfører, at der fås en væsentligt forøget perkolatspredning over den mættede lagtykkelse, hvilket er i overensstemmelse med observationer af perkolatets spredning. På grundlag af denne modelanvendelse konkluderes, at perkolatdensiteten har betydning for den vertikale forureningsspredning ved Grindsted losseplads, og at HST-modellen er i stand til at tage denne mekanisme i regning.



a.

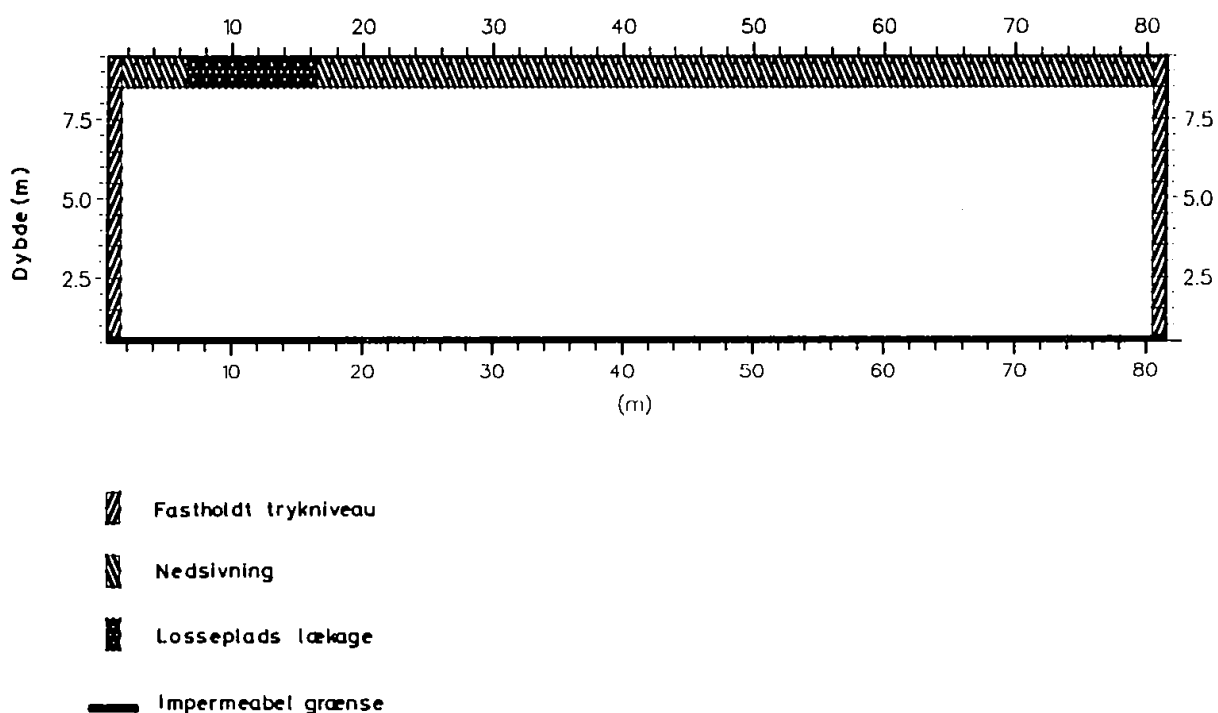


b.

Figur 3.4.1 Vertikal opblanding af et perkolatudslip fra Grindsted gl. losseplads (Cl^- (mg/l)). a. densitetsforskel ikke medtaget. b. densitet medtaget.

3.4.3 To-dimensional snitmodel for pilotlossepladsen

Til belysning af betydningen af densitetseffekten på den vertikale opblanding af perkolatudslip fra pilotlossepladsen er der opstillet en simpel to-dimensional snitmodel. Modellen beskriver med udgangspunkt i de geologiske forhold i området et reservoir, der er 400 m langt og 15-17 m dybt. Diskretiseringen er valgt til 5 m og 2 m i henholdsvis horisontal og vertikal retning. Modellen er opstillet med fastholdt trykniveau som randbetingelse i såvel opstrøms som nedstrøms ende. Nedsivning af nedbør angives som randbetingelse i toppen af modellen, og som randbetingelse ved bunden anvendes en impermeabel grænse. Den tre-dimensionale modelanvendelse beskrevet ovenfor har dannet grundlag for de øvrige modelparametre. Figur 3.4.2 viser det anvendte modelsetup.



Figur 3.4.2 Det vertikale modelsetup som er anvendt til belysning af densitetseffekten.

4. RESULTATER

4.1 Grundvandsstrømning

4.1.1 Kalibrering af regional to-dimensional strømningsmodel

Den regionale strømningsmodel, som er opstillet med henblik på at generere randbetingelser til den tre-dimensionale model, er kalibreret under antagelse af stationær grundvandsstrømning. Kalibreringen er udført på den klassiske måde, hvor der justeres på transmissivitetsfordelingen, inden for de rammer, som de hydrogeologiske oplysninger betinger, indtil der er opnået en tilfredsstillende overensstemmelse mellem simulerede og observerede potentialer.

Det observerede potentialebillede, som modellen er kalibreret efter, er bestemt ud fra pejlinger udført midt i 70'erne. Pejlingerne er ikke synkrone, men udført i forskellige pejlerunder over en tidsperiode på 1-2 år. Dette betyder, at det observerede potentialebillede må tages med et vist forbehold, fordi tidsforskelle mellem de foreliggende målinger kan føre til uregelmæssigheder, som ikke er udtryk for virkelige hydrogeologiske variationer. Da de eksisterende målinger er få i antal, kan det på den anden side også føre til et mere udglattet potentialebillede end det reelt forekommende. Generelt lå vandspejlet lavt midt i 70'erne, hvilket stemmer overens med, at mængden af nedsivende nedbør var lille for denne periode. Nedsivningen af nedbør er derfor specificeret forholdsvis lavt (400 mm/år) i forhold til en middelnedsivningen for området på 480 mm/år for perioden.

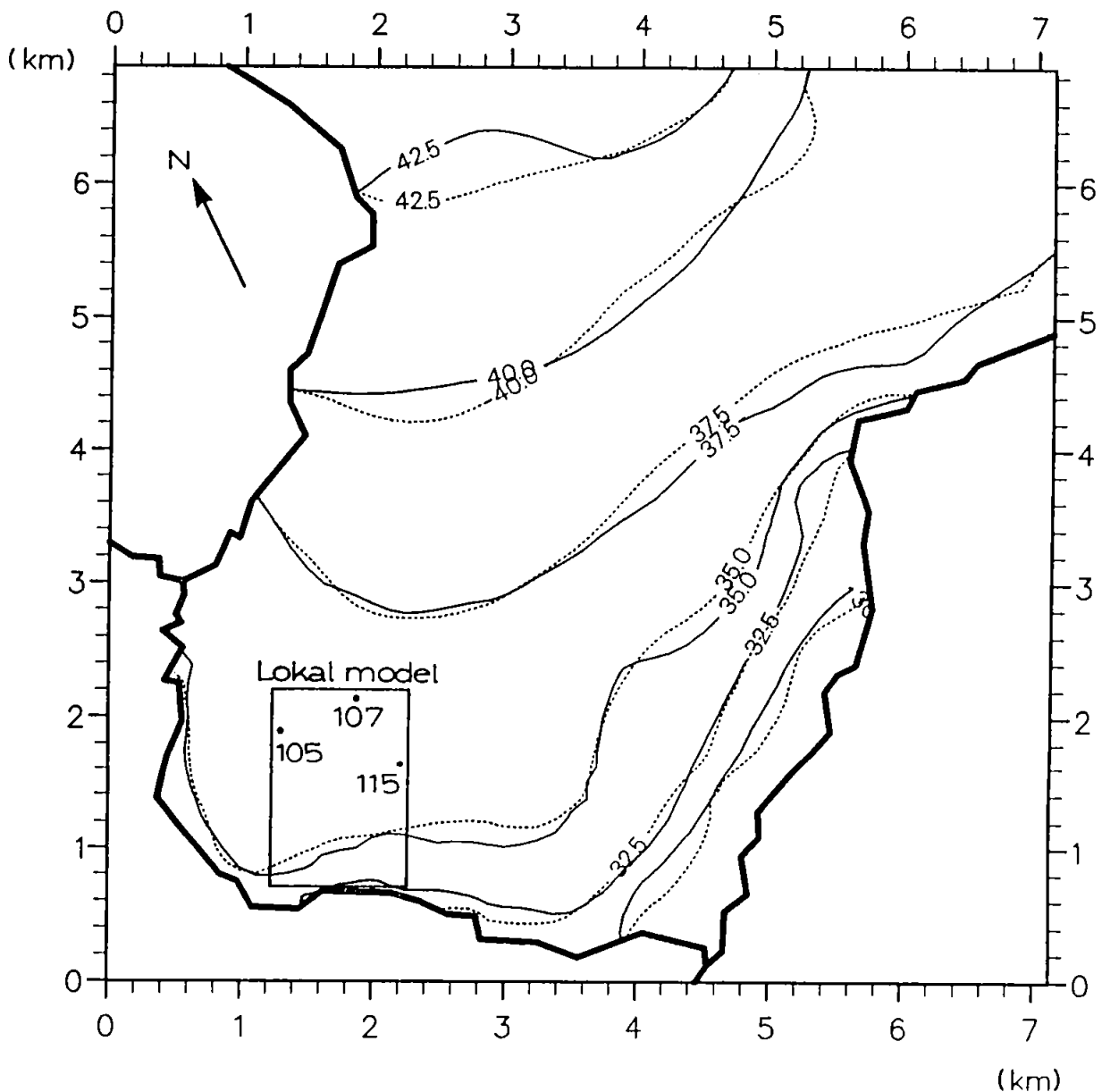
I Figur 4.1.1 er der vist de regionale potentialeforhold, dels de observerede og dels de simulerede potentialer efter endt kalibrering. Generelt er der god overensstemmelse mellem de to sæt potentialelinier, specielt i den nedre del af området, som også er af størst interesse.

Med henblik på at generere de sæsonmæssige variationer i randbetingelserne til den tre-dimensionale model er der foretaget ikke-stationære beregninger med den regionale grundvandsmodel på grundlag af ugentlige nedslivningstal beregnet med den umættede strømningsmodel ud fra daglige nedbørsobservationer fra Askov. Som tilnærmelse antages initialbetingelserne at være repræsenteret ved potentialebilledet vist i Figur 4.1.1. Der er foretaget beregninger for perioden 1969-89, hvilket repræsenterer den periode, hvor nedslivende perkolat fra lossepladsen har forurennet grundvandet.

Modelberegningerne er verificeret mod tilgængelige tidsserier, omfattende perioden 1987-89, af potentialemålinger fra boringer i lokalområdet. Der er generelt opnået en god overensstemmelse mellem målinger og simuleringer for så vidt angår fluktuationernes amplitude og varighed. Derimod er overensstemmelsen i det generelle niveau ikke tilfredsstillende i alle tilfælde. Dette skyldes, at de initielle betingelser er usikkert bestemt, samt at diskretiseringen i beregningen er meget grov, således at der sker en vis arealmæssig udjævning af de lokale geologiske forhold, som ellers afspejles i de observerede potentialer.

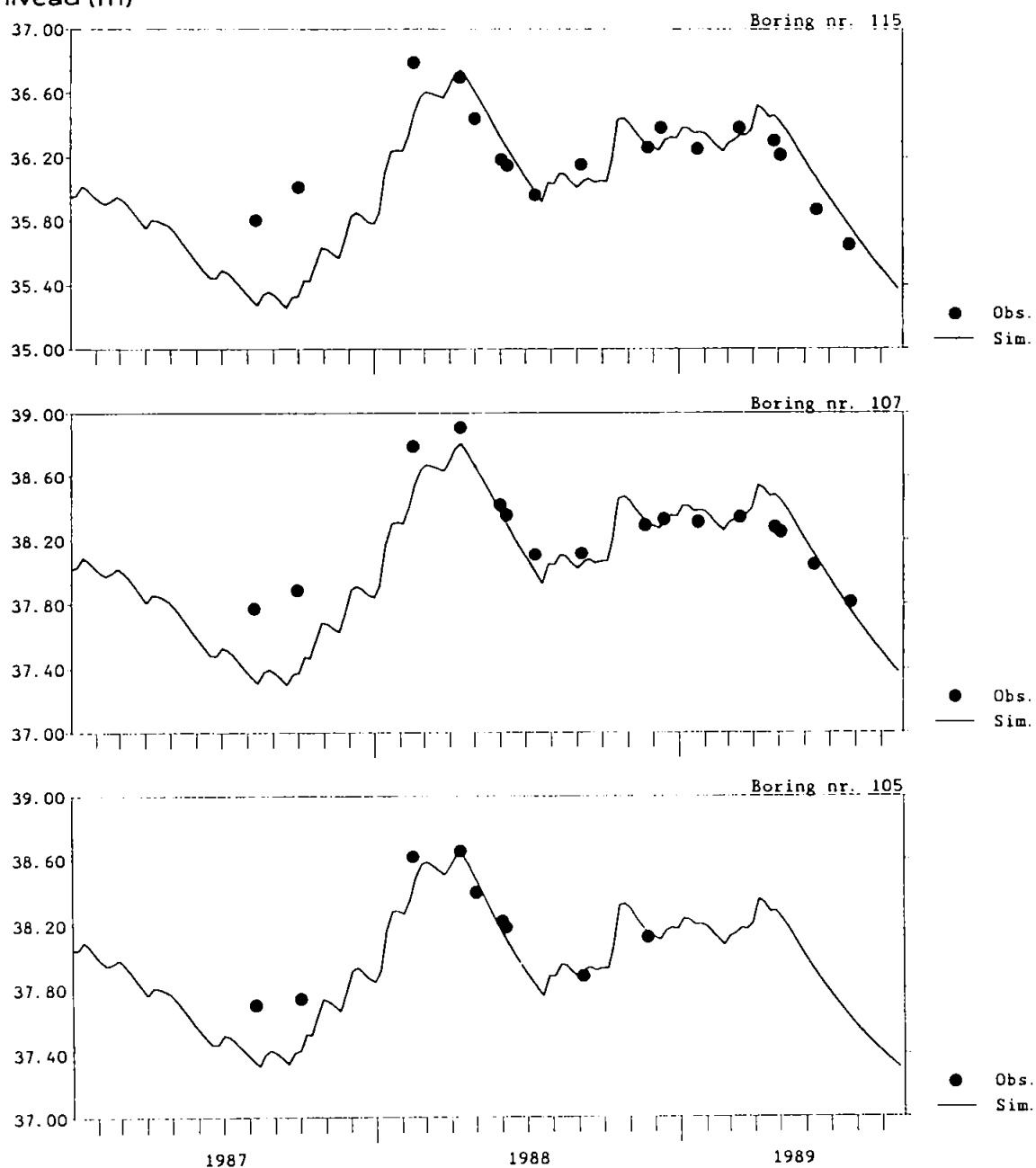
Det er derfor valgt kun at udnytte de relative sæsonmæssige fluktuationer, som den regionale model simulerer. Med udgangspunkt i en pejlerunde foretaget i november 1988 er der ved interpolation beregnet potentialer i de beregningspunkter, som repræsenterer randen i den lokale tre-dimensionale model. De simulerede fluktuationer er herefter overlejet de målte potentialer (nov. 1988) langs randen, både frem og tilbage i tiden. Randbetingelserne er således genereret på ugebasis for perioden 1969-1989. Da den regionale strømningsmodel genererer resultater i et 125 m x 125 m modelnet, er der foretaget interpolation langs randen til den lokale tre-dimensionale strømningsmodel. I Figur 4.1.2 er vist observerede og simulerede potentialetidsserier for tre udvalgte boringer (105, 107 og 115). I disse boringer er der pejlet fra midten af 1987 og frem. Som det fremgår af figuren, er der opnået en god overensstemmelse,

og da de viste boringer er beliggende på randen af den tre-dimensionale model, vurderes det, at den regionale model på tilfredsstillende vis kan generere de sæsonmæssige variationer i randbetingelserne.



Figur 4.1.1 Regionale potentialeforhold ca. 1975. Observeret (—) og simuleret (---).

Kote for hydraulisk
trykkniveau (m)



Figur 4.1.2 Simulerede og observerede tidsserier af trykniveau fra boringerne 115, 107 og 105.

4.1.2 Kalibrering af lokal tre-dimensional strømningssmodel

Det er ikke praktisk gennemførligt at kalibrere en tre-dimensional strømningssmodel på samme måde, som en to-dimensional model traditionelt kalibreres. I det to-dimensionale tilfælde justeres normalt på fordelingen af transmissiviteten indtil en tilfredsstillende overensstemmelse mellem simulerede og observerede potentialer er opnået. Dette ville være både uoverskueligt og uoverkommeligt i den tre-dimensionale model for Vejen losseplads, da modellen omfatter ialt 24000 beregningspunkter, hvor der skal specificeres værdier for hydraulisk ledningsevne i to retninger samt magasintal.

I den indledende kalibreringsfase defineres de ialt otte linsetypers horisontale og vertikale udstrækning, og den hydrauliske ledningsevne (horisontalt og vertikalt) justeres for sandaflejringerne og de enkelte linser, indtil der er opnået en tilfredsstillende overordnet simulering af potentialebilledet.

Herefter er der foretaget en finkalibrering af modellen, hvor kun de hydrauliske egenskaber for sandaflejringerne er inddraget. Ved at dele området op i 24 (lige store) felter, hvor hvert enkelt felt kan tildeles en hydraulisk ledningsevne, som er gældende over hele den vertikale udstrækning af sandlaget, er det lykkedes at opnå en tilfredsstillende finkalibrering.

Modellen er i første omgang kalibreret under antagelse af stationær strømning efter et potentialebillede bestemt af pejlerunden udført i dagene 23-24/11 1988. Denne pejlerunde er valgt, fordi der optræder et stort antal observationer, og yderligere formodes målingerne at repræsentere et gennemsnitsniveau for året 1988. Som randbetingelse er anvendt fastholdt trykniveau over hele den mættede lagtykkelse i opstrøms ende, hvorimod der langs de tre andre modelrande kun er fastholdt trykniveau i de øverste beregningspunkter, mens der optræder impermeable grænser i de underliggende punkter. I opstrøms ende, hvor der er tale om to grundvandsreservoirer, er der konstateret en nedadrettet

trykforskel på ca. 0.80 m mellem disse, hvilket er indlagt i modelranden. I nedstrøms modelrand er trykniveauet kun fastholdt i de øverste beregningspunkter, for at opnå en opadrettet strømning til Vejen Å, som reservoiret afdrænes til. Nedsivningen er specificeret ensformig over hele modellen, 715 mm/år, som er en beregnet middelværdi for året 1988. Nedsivningen dette år er særdeles stor, fordi der er tale om ekstreme nedbørsforhold.

I Tabel 4.1 er anført værdier for de hydrauliske parametre fra den første kalibrering. Horisontal hydraulisk ledningsevne er bestemt dels ud fra de foreliggende slugtests, dels på grundlag af karakteristiske litteraturværdier for de enkelte aflejrings typer. Vertikal hydraulisk ledningsevne er bestemt under antagelse af et anisotropiforhold på 50. De anførte værdier for magasintal er ligeledes bestemt ud fra erfaringstal for de respektive aflejringer.

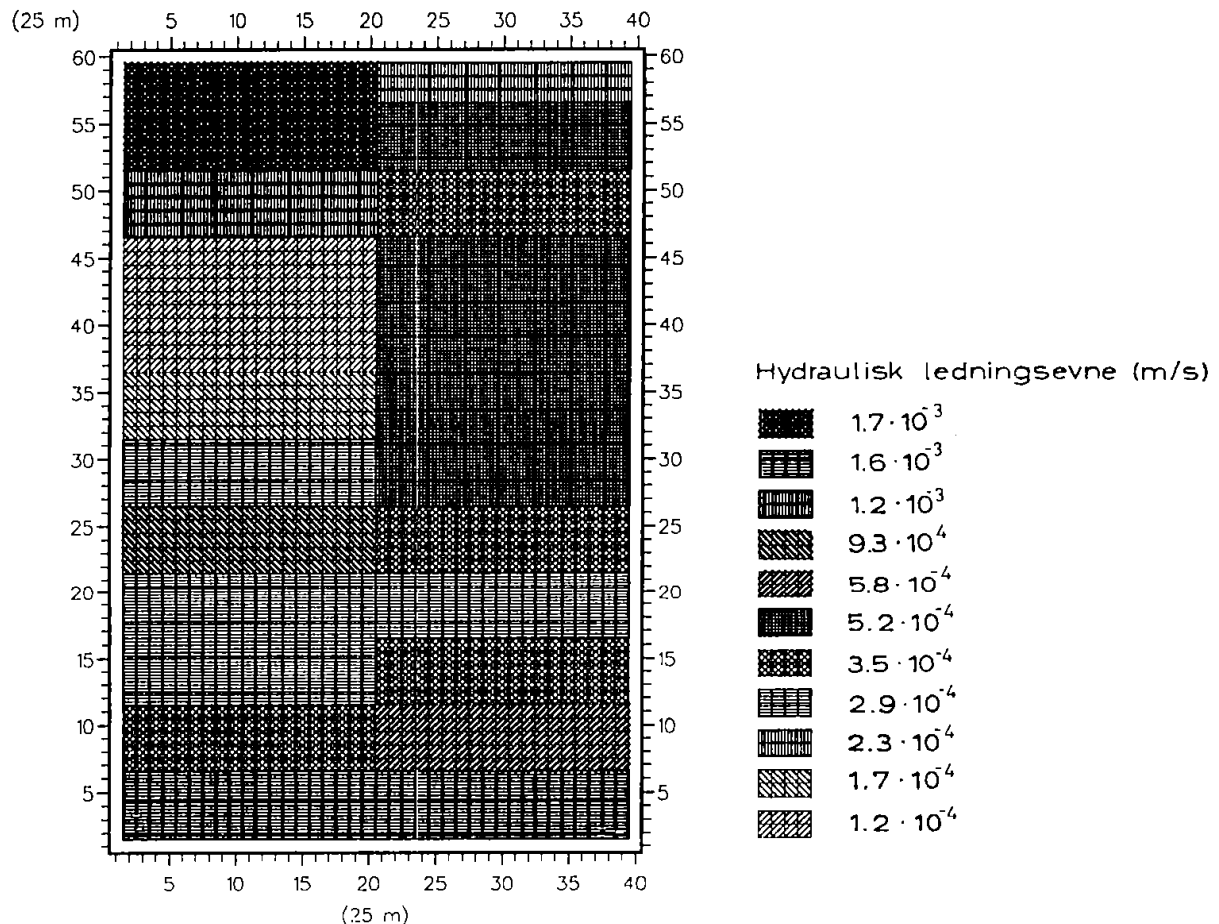
I forbindelse med finkalibreringen blev der identificeret ialt 16 områder indenfor sandaflejringerne med forskellig hydraulisk ledningsevne. I Figur 4.1.3 er der vist den endelige horisontale fordeling af den hydrauliske ledningsevne for sandaflejringerne.

Simulerede og observerede potentialer er vist i Figur 4.1.4. Figur 4.1.4 a viser potentialer for det øverste frie reservoir, mens Figur 4.1.4 b viser potentialer fra det nedre reservoir, som kun er adskilt fra det øverste reservoir i den nordlige del af modelområdet. Som det fremgår af de to figurer, er der god overensstemmelse mellem observerede og simulerede potentialerforløb.

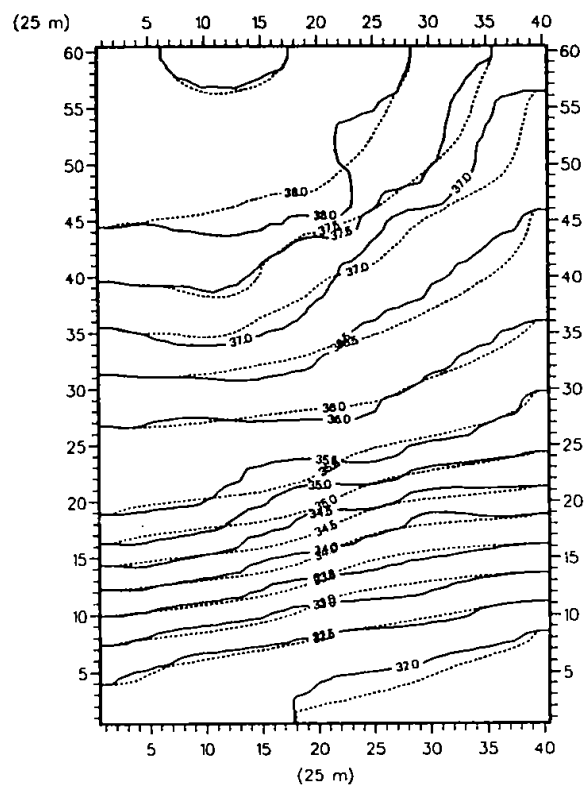
Endelig er der foretaget en kalibrering af det ikke-stationære strømningstilfælde. Mens den hydrauliske ledningsevne fastholdes på de værdier, som den stationære kalibrering resulterede i, justeres magasintallene for at simulere de dynamiske variationer i potentialerne bedst muligt. De resulterende magasintal fremgår af Tabel 4.1.

I Figur 4.1.5 er der vist tre eksempler på observerede og

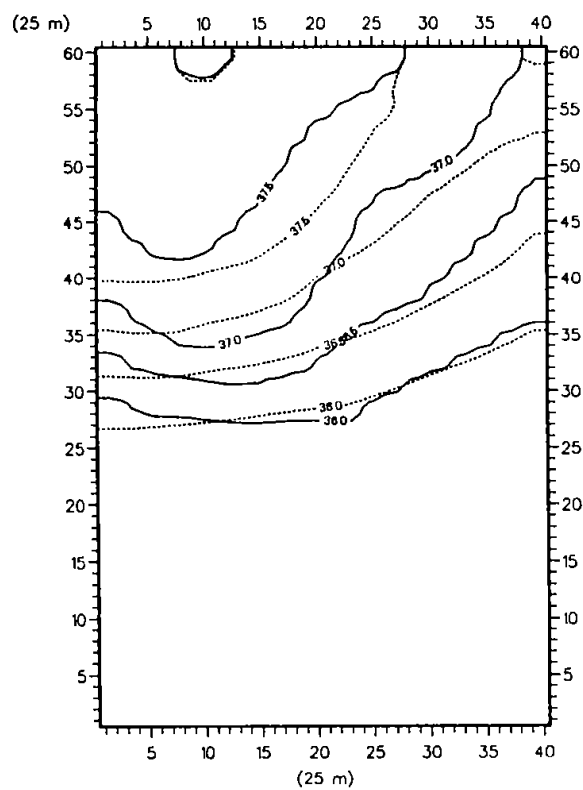
simulerede potentialetidsserier. De observerede potentialer er målt i borerne 107, som repræsenterer model-randen, samt 109 og 114, som begge er beliggende i den centrale del af modelområdet. I betragtning af den forholdsvis beskedne kalibreringsindsats, der ligger til grund for beregningerne, er der opnået en rimelig beskrivelse af de observerede fluktuationer. Dog ses en svag antydning af en faseforskydning, som forekommer mest udtalt imod midten af modelområdet.



Figur 4.1.3 Horizontal fordeling af hydrauliske ledningsevne i sandaflejringer (samme fordeling over hele dybden).



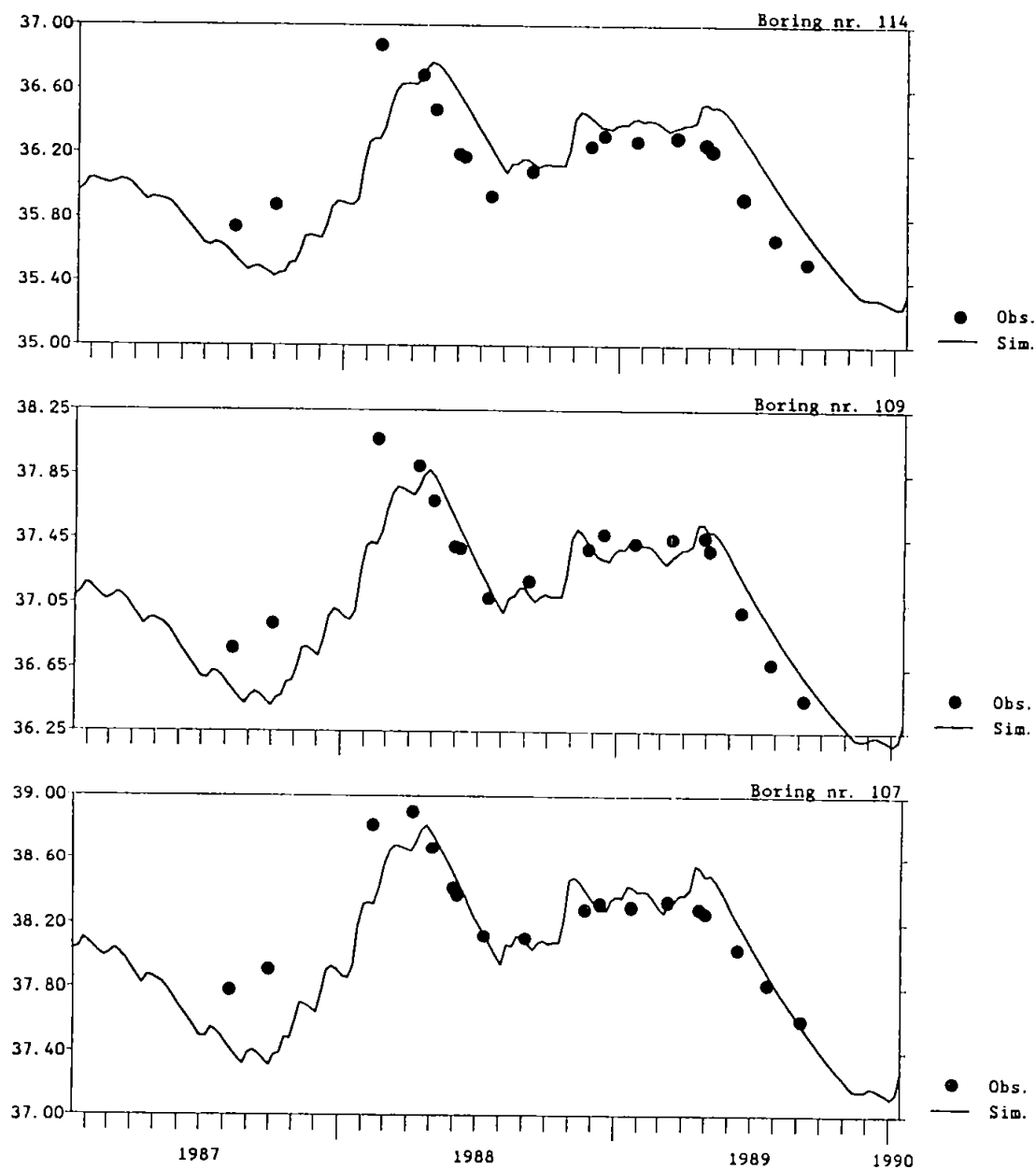
a.



b.

Figur 4.1.4 Observerede (—) og simulerede (....) potentialer
a. øverste frie reservoir. b. nederste reservoir.

Kote for hydraulisk
trykkniveau (m)



Figur 4.1.5 Observerede og simulerede potentialetids serier for borerne 107,109 og 114.

Linse nr.	Jordart	$K_{\text{horizontal}}$ (m/s)	K_{vertikal} (m/s)	S_{frit}	S_{artesisk}
"sandkasse"	sand	$5.2 \cdot 10^{-4}$	$1.0 \cdot 10^{-5}$	0.20	0.001
1	ler	$1.2 \cdot 10^{-6}$	$2.3 \cdot 10^{-8}$	0.01	0.001
2	ler	$1.2 \cdot 10^{-6}$	$2.3 \cdot 10^{-8}$	0.01	0.001
3	ler	$1.2 \cdot 10^{-6}$	$2.3 \cdot 10^{-8}$	0.01	0.001
4	ler	$1.2 \cdot 10^{-6}$	$2.3 \cdot 10^{-8}$	0.01	0.001
5	grus	$2.9 \cdot 10^{-3}$	$5.8 \cdot 10^{-5}$	0.20	0.001
6	ler	$1.2 \cdot 10^{-6}$	$2.3 \cdot 10^{-8}$	0.01	0.001
7	silt	$5.8 \cdot 10^{-5}$	$1.2 \cdot 10^{-6}$	0.20	0.001
8	tørv	$5.8 \cdot 10^{-5}$	$1.2 \cdot 10^{-6}$	0.05	0.001

Tabel 4.1 Hydrauliske parametre efter endt kalibrering.

4.2 Perkolatspredning

Beregninger af spredningen af perkolat fra Vejen losseplads er udført på grundlag af de kalibrerede strømningsmodeller. Der er foretaget beregninger af perkolatspredningen under antagelse af henholdsvis stationære og ikke-stationære vandstrømningsforhold. Alle beregninger af perkolatspredningen er baseret på chlorid, som regnes for en konservativ tracer.

4.2.1 Perkolatspredning under stationære strømningsforhold

Ved hjælp af den stationære strømningsmodel, som er kalibreret efter potentialebilledet fra november 1988, er spredningen af nedsivende perkolat fra Vejen losseplads simuleret, idet perkolatkoncentrationen for chlorid er sat til 900 mg/l og baggrundskoncentrationen til 15 mg/l, i overensstemmelse med Kjeldsen (1990). For så vidt angår perkolatproduktionens tidsmæssige udvikling antages, at den følger en stepfunktion

aktiveret i 1972. En gradvist stigende funktion for perkolatproduktion fremfor den anvendte stepfunktion vil ikke påvirke det endelige stationære stofspredningsbillede.

Spredningen af perkolat er simuleret over en periode på 18 år fra 1972 frem til 1990. Det stationære billede af perkolatspredningen opnås efter 14 års simulering svarende til starten af 1986.

I Figur 4.2.1 er den simulerede største arealmæssige spredning fra lossepladsen vist sammen med de boringer, der i Kristiansen og Laier (1990) er tolket som perkolatpåvirkede. Den simulerede perkolatfane bevæger sig i sydlig retning umiddelbart nedstrøms lossepladsen, for derefter at bevæge sig langs Gestenvejen, på samme måde som de perkolatforurenede boringer indicerer. På figuren er endvidere indtegnet boringer, der er tolket som forurenede, men hvor det står uklart, om forureningen skyldes lossepladsen, eller den stammer fra andre sekundære kilder. Nogle af disse boringer ligger i den centrale del af den beregnede perkolatfane, hvilket antyder, at disse boringer med stor sandsynlighed er forurenede af nedsivende perkolat fra lossepladsen. Som det fremgår af figuren, ligger der boringer, som er karakteriseret som perkolatforurenede uden for den beregnede perkolatfane. Dette antyder, at der kan være andre mindre steder i lossepladsen, hvor der foregår en perkolatproduktion.

Dispersionen af perkolatet er simuleret på grundlag af specificerede værdier for langsgående og tværgående dispersivitetskoefficienter, jvnf. Ammentorp og Refsgaard (1990). Den langsgående horisontale dispersivitetskoefficient er sat til 0.46 m, de to tværgående dispersivitetskoefficienter i henholdsvis horisontal og vertikal retning er sat til 0.02 m og 0.001 m. Alle værdier er et resultat af det feltdispersionsforsøg, som er udført i grundvandet på en lokalitet 600 m sydvest for lossepladsen, Bitsch og Jensen (1990).

I Figur 4.2.2 er der vist beregnede gennembrudskurver (chlorid) i beregningspunkter, som tilnærmer sig boringer T1 og T19, i

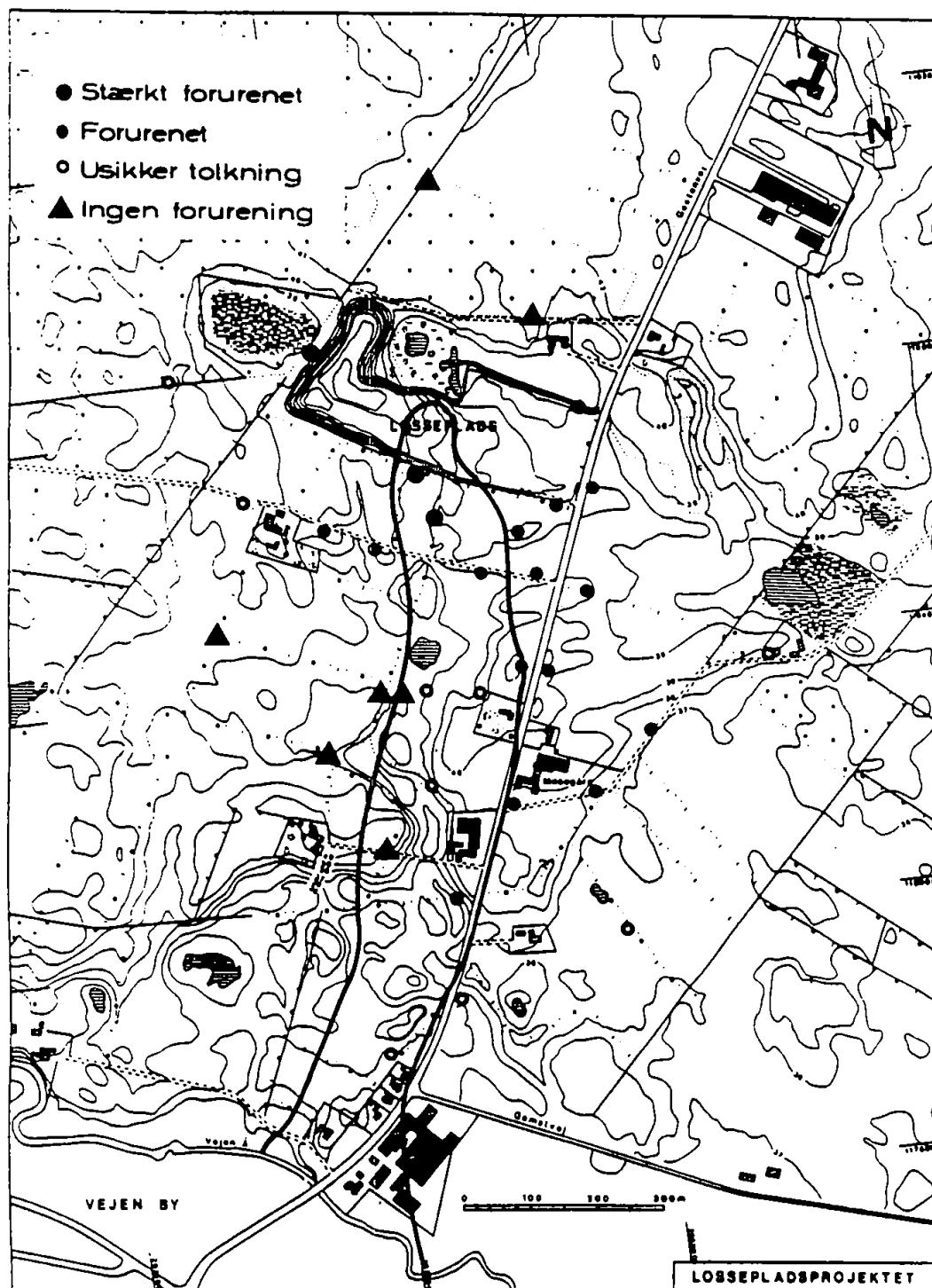
forskellige niveauer. I figuren er endvidere angivet de foreliggende målinger for chlorid i de to boringer. For de på figuren viste boringer gælder det, at der er rimelig god overensstemmelse mellem simulerede og observerede værdier. Det bemærkes, at de observerede koncentrationer i nogle tilfælde udviser en betydelig sæsonmæssig variation, hvilket ikke afspejles i simuleringresultaterne, fordi det er antaget, at nedsivningen er stationær. For andre boringer kan der være tale om større afvigelser, mens der, som omtalt tidligere, er boringer, hvor der ikke simuleres forhøjede chloridkoncentrationer, fordi perkolatdannelsen er vurderet til at være begrænset til en lille del af lossepladsen.

Beregningerne viser at en mistanke om, at perkolat fra lossepladsen er nået Vejen Å, er realistisk, og at det første perkolat sandsynligvis er ankommet til Vejen Å allerede sidst i 70'erne.

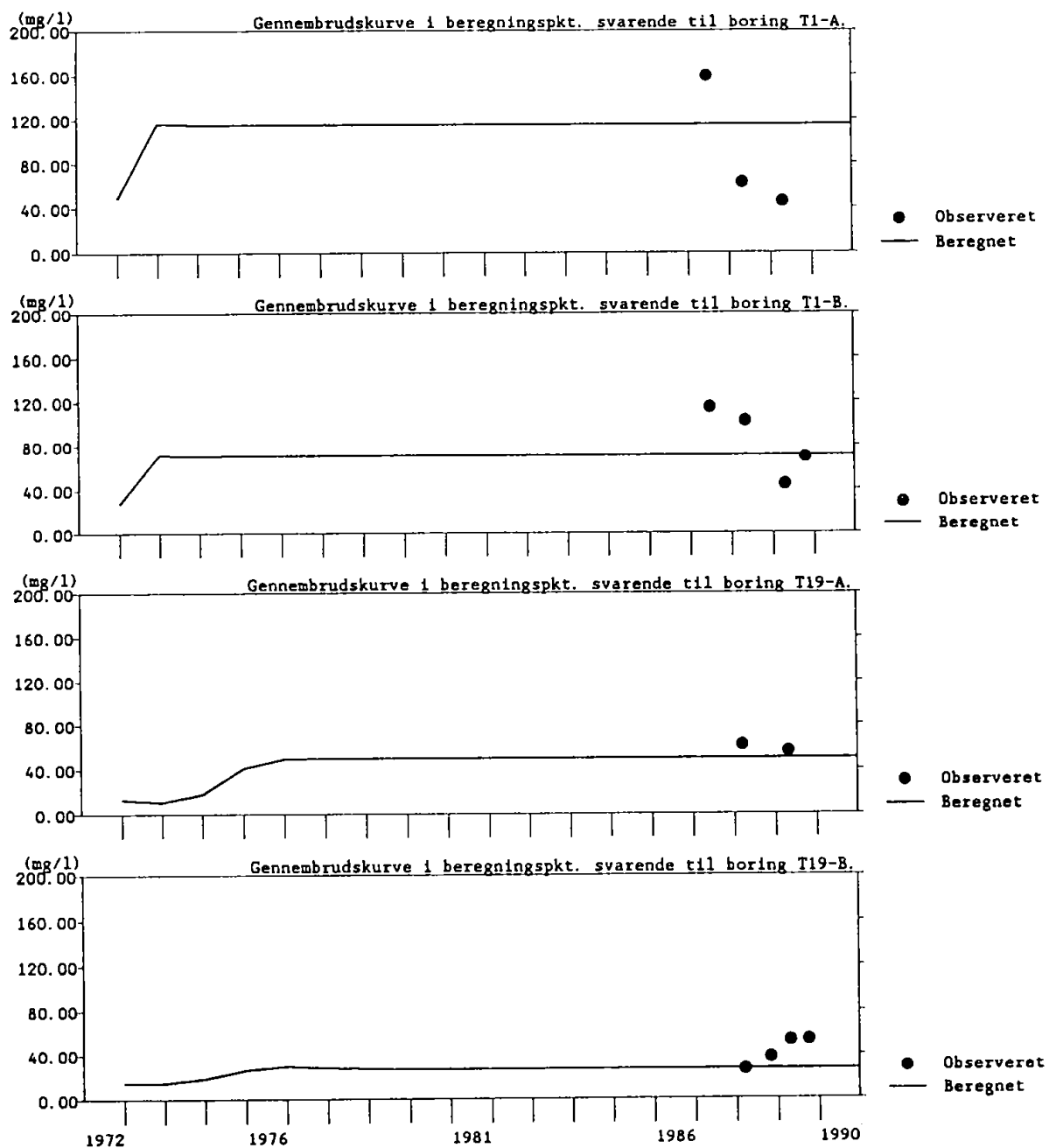
Til illustration af den tre-dimensionale udbredelse af den beregnede perkolatforurening efter 2, 5 og 18 år er der i Figur 4.2.3 vist udvalgte vertikale snit gennem perkolatfanen i strømningsretningen, og udvalgte horisontale planer.

Som det fremgår af figuren og Bilag 4, er der tale om en forholdsvis lille spredning af perkolatfanen både i horisontal og vertikal retning. Specielt bemærkes den beskedne spredning over dybden, hvilket illustrerer nødvendigheden af en tre-dimensional fortolkning.

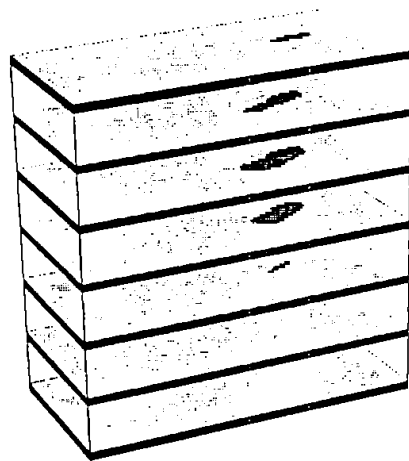
For en mere detaljeret vurdering af den simulerede perkolatspredning efter 2, 5, 10 og 18 år er der i Bilag 4 optegnet horisontale og vertikale enkeltsnit med konturlinier.



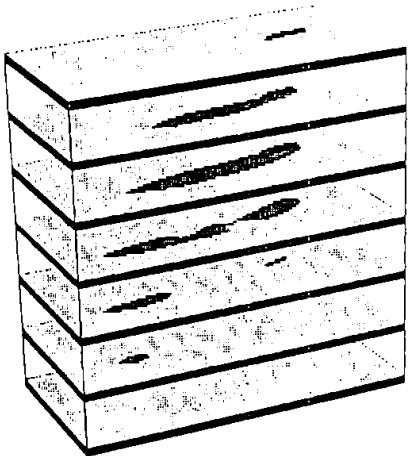
Figur 4.2.1 Horisontal udbredelse af simuleret perkolatspredning (25 mg/l Cl^-).



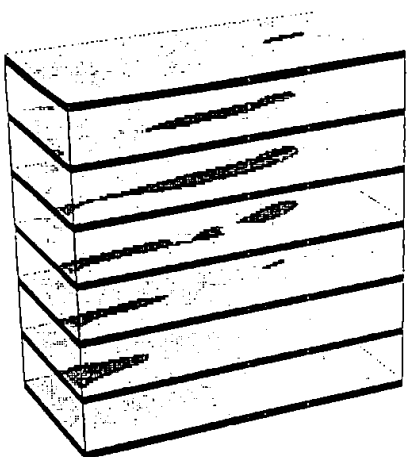
Figur 4.2.2 Simulerede gennembrudskurver i borerne T1 og T19 (• = målte værdier).



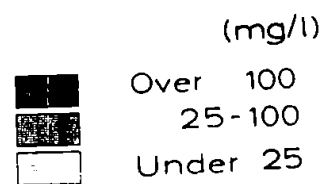
2 år



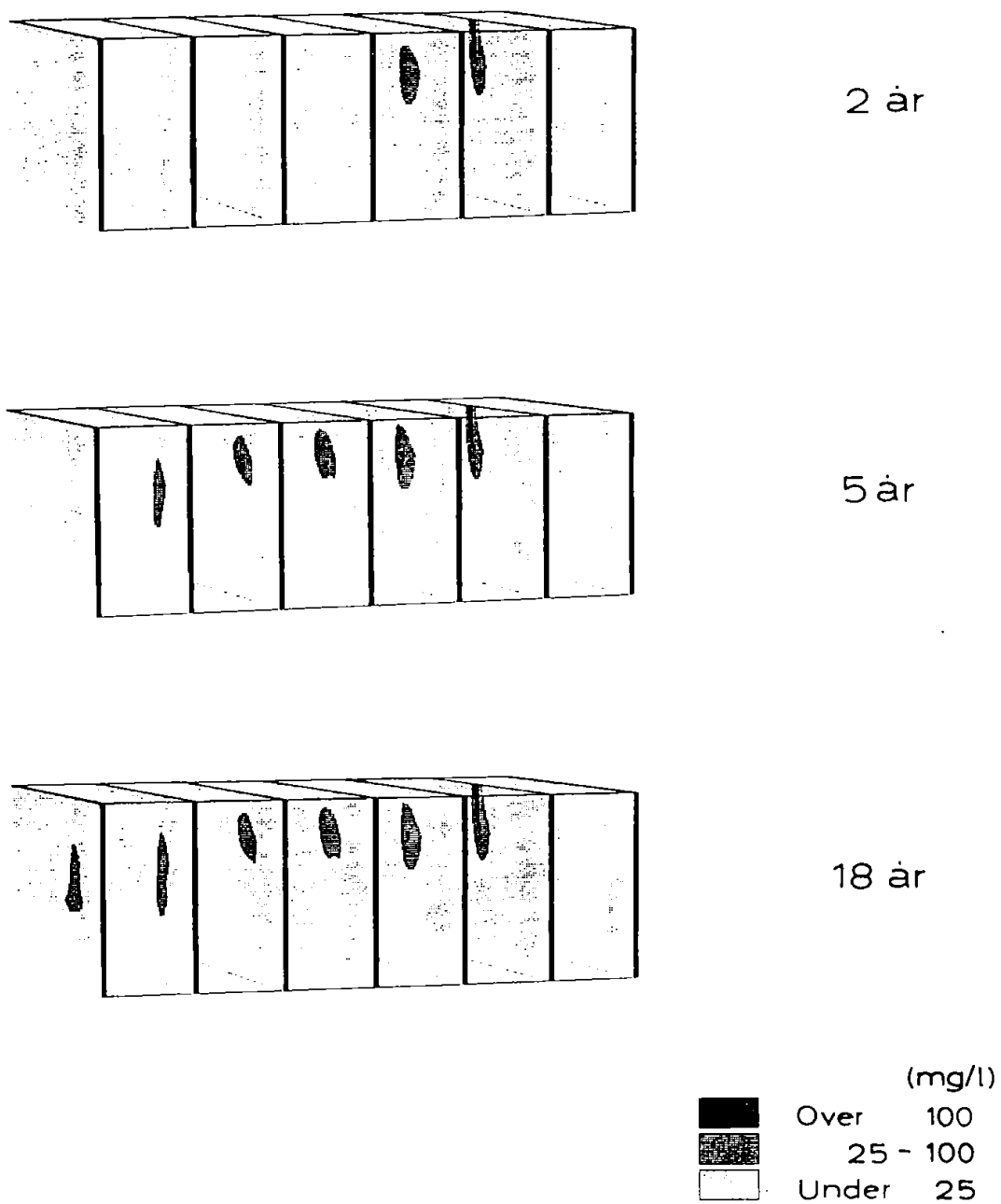
5 år



18 år



Figur 4.2.3 a. Simuleret perkolatspredning efter 2, 5 og 18 år.



Figur 4.2.3 b. Simuleret perkolatspredning efter 2, 5 og 18 år.

4.2.2 Perkolatspredning under ikke-stationære strømningsforhold

Ved beregningen af perkolatspredningen under ikke-stationære strømningsforhold er der taget i regning, at grundvandets strømningshastighed (størrelse og retning) varierer i tiden som følge af nedsivningens sæsonmæssige variation. Videre er det taget i regning, at perkolatdannelsen ligeledes udviser en sæsonmæssig variation som følge af variationen i nedsivningen gennem lossepladsen. Dette har som konsekvens, at der ikke opnås et stationært billede af perkolatspredningen som i den tidligere simuleringssituation. I de følgende simuleringer er både perkolat- og baggrundskoncentration som tidligere.

Ved at tage højde for nedsivningens sæsonmæssige variation opnås en mere fysisk korrekt modelbeskrivelse, fordi bidraget til dispersionen af perkolat fra de sæsonmæssige variationer i strømningsforholdene hermed tages i regning.

Spredningen er, på samme måde som under antagelse af stationære strømningsforhold, simuleret over en periode på 18 år fra 1972 og frem til 1990.

Beregningerne viser, som under stationære strømningsforhold, at det første perkolat sandsynligvis er ankommet til Vejen Å allerede sidst i 70'erne.

I Figur 4.2.4 er vist den simulerede arealmæssige perkolatspredning efter 18 år, svarende til 1989, for både stationære og ikke-stationære strømningsforhold. Den simulerede stoffane, beregnet på grundlag af ikke-stationære strømningsforhold bevæger sig til forskel fra stoffanen beregnet på grundlag af stationære strømningsforhold i en mere direkte sydlig retning ind under Gestenvejen, således at flere perkolattolkede boringer omfattes af den simulerede perkolatfane. Denne svage ændring i transportretningen skyldes formodentligt de tidsvarierende strømningsforhold, men det kan dog ikke udelukkes, at modeltekniske forhold som

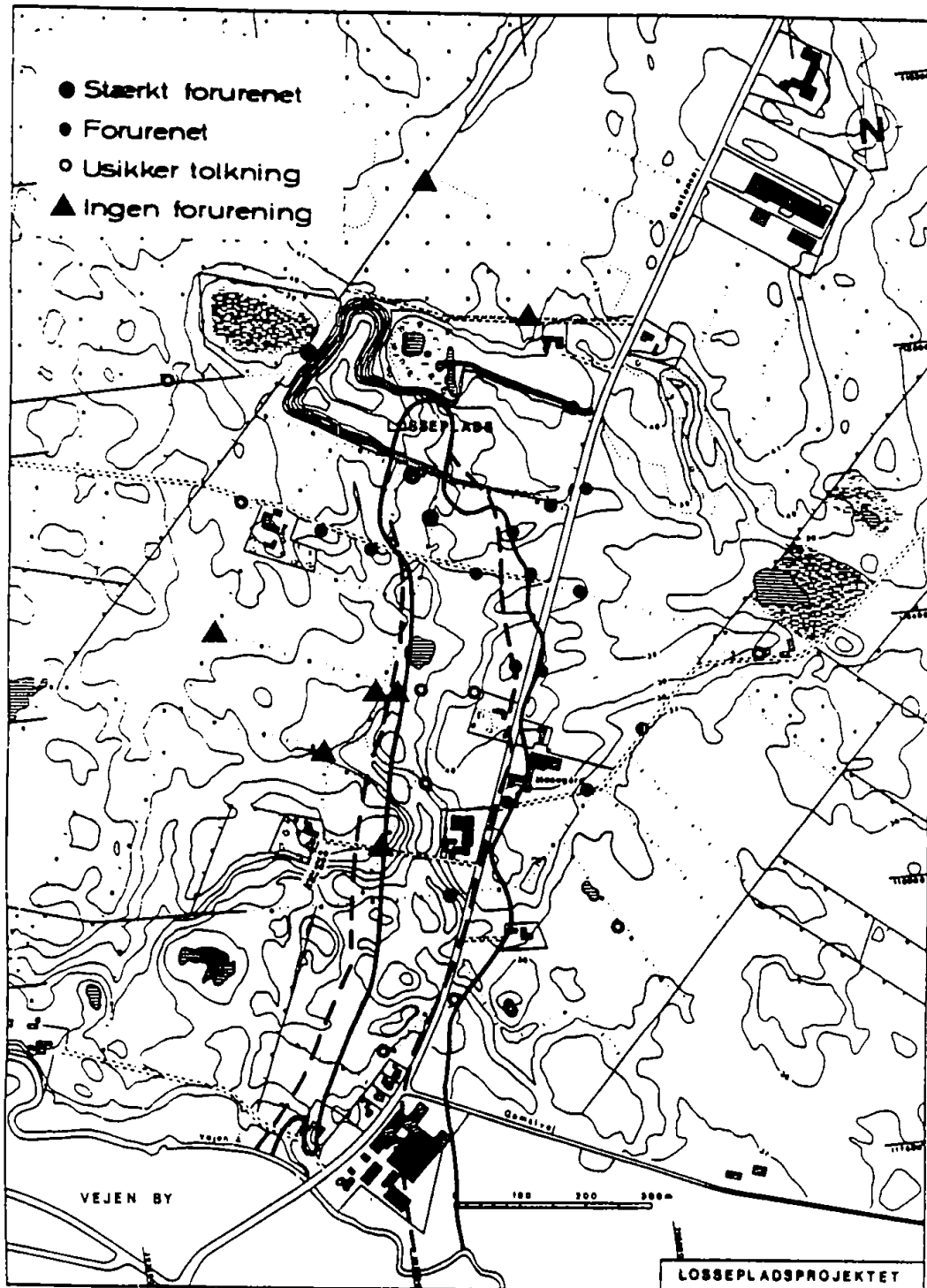
forskelle i definition af randbetingelser ligeledes influerer.

Som det fremgår af figuren, er der ikke opnået en væsentligt forøget transversal dispersion af perkolat, hvilket ikke er uventet ifølge analysen af pejleserierne i afsnit 2.4. Til nogle tidspunkter i enkelte niveauer ses dog en svagt forøget transversal spredning. I Figur 4.2.5 er der vist et eksempel herpå, hvor der efter 6 års simulering er udtegnet plane konturbilleder af perkolatspredningen under både stationære og ikke-stationære strømningsforhold.

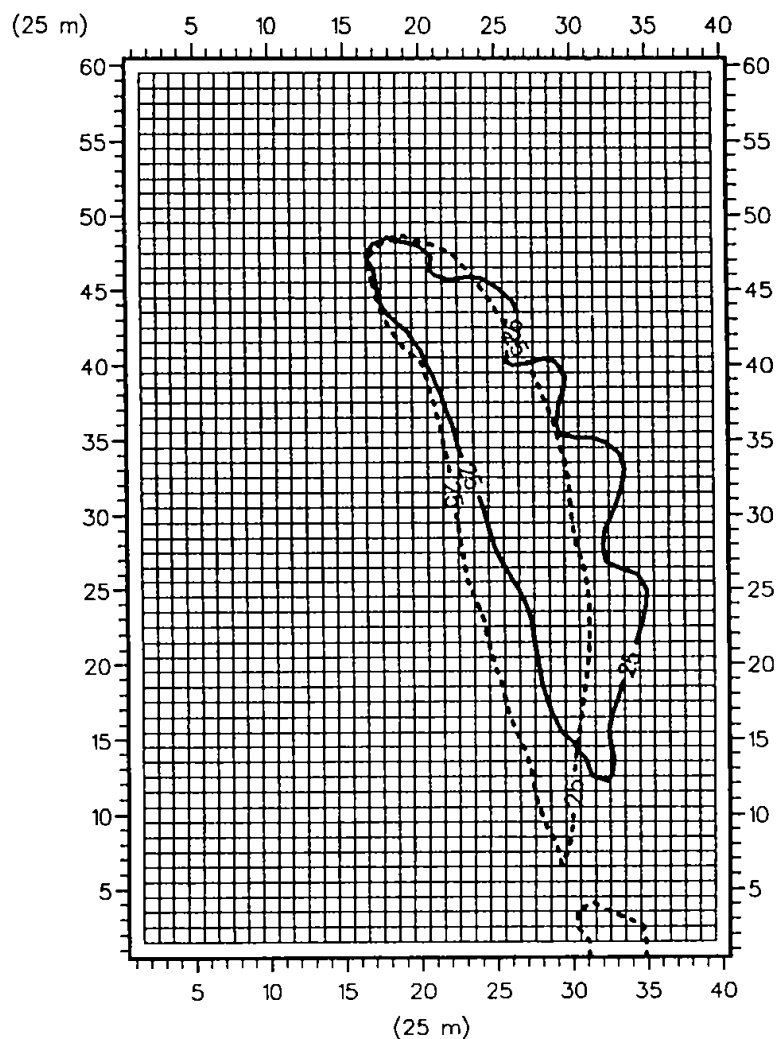
Til illustration af betydningen af den sæsonmæssige variation af nedsivende nedbør for perkolatproduktionen er der i Figur 4.2.6 vist gennembrudskurver for borerne T1 og T19. I boringen T1, som ligger tæt på lossepladsen, ses tydeligt effekten af den tidsvarierende perkolatproduktion, mens der længere nedstrøms lossepladsen i boring T19 opnås en betydelig udglatning.

Simuleringsresultaterne indikerer, at det for nærfeltet er væsentligt at inddrage den sæsonmæssige variation i perkolatproduktion og nedsivning ved tolkning af målingerne, som imidlertid er få i antal, og det er derfor ikke muligt på det foreliggende datagrundlag at evaluere modellens beregningsresultater.

Den tre-dimensionale perkolatspredning beregnet på grundlag af det ikke-stationære strømningssbillede er i Figur 4.2.8 sammenlignet med målinger fra udvalgte borer i forskellige afstande fra lossepladsen. Da observationsmaterialet som nævnt ikke er særligt detaljeret, er sammenligningsgrundlaget spinkelt, og det er derfor væsentligt at vurdere nøjagtigheden af den simulerede vertikale perkolatspredning. Pånær et par af borerne er der dog nogenlunde overensstemmelse mellem målte og beregnede koncentrationer, hvilket sandsynliggør, at modellen giver et realistisk billede af spredningsforholdene.



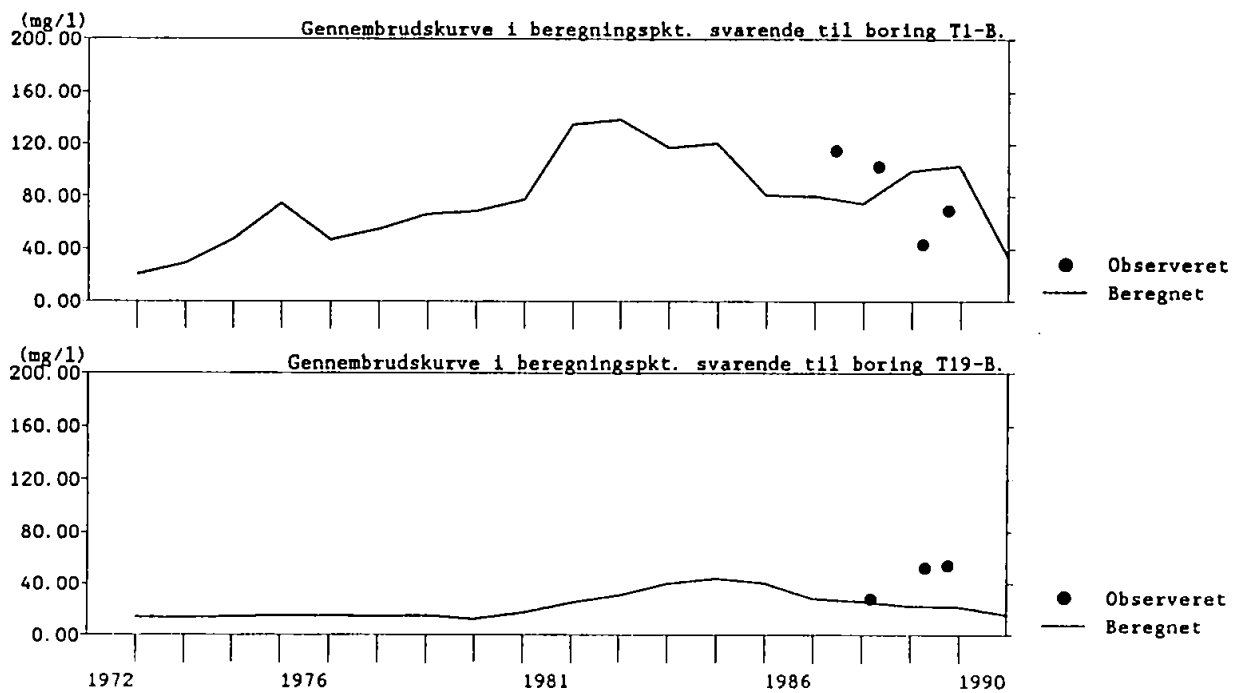
Figur 4.2.4 Horizontal udbredelse af simuleret perkolatspredning (25 mg/l Cl^-) under stationære (---) og ikke-stationære (—) strømningsforhold.



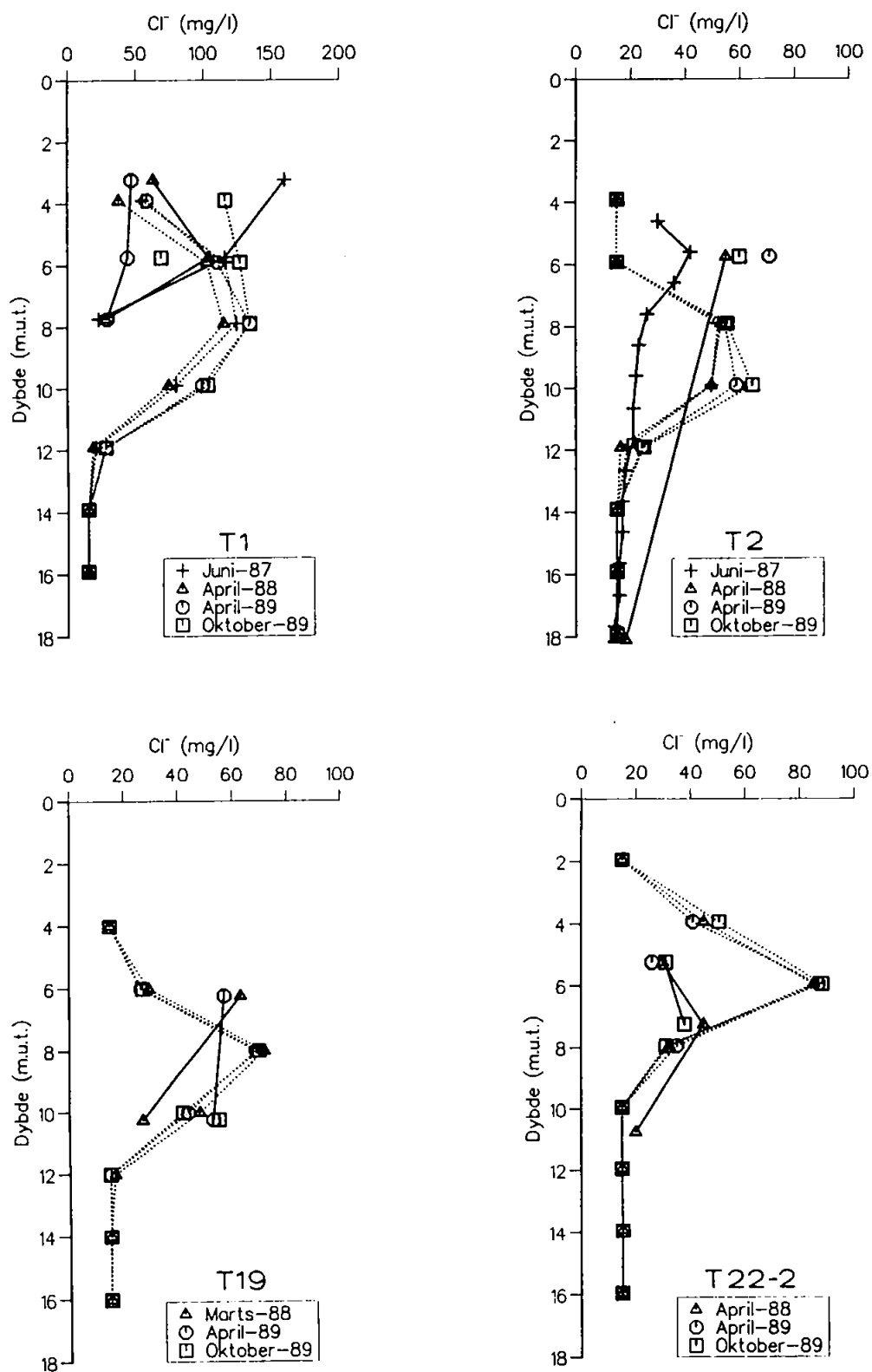
Figur 4.2.5 Simuleret perkolatspredning (25 mg/l Cl^-) efter 6 år under stationære (---) og ikke-stationære (—) strømnings forhold.

Den tre-dimensionale perkolatspredning efter 2, 5 og 18 år beregnet på grundlag af det ikke-stationære strømningsbillede er vist i Figur 4.2.8. Som diskuteret ovenfor optræder der lokalt forskelle mellem denne og den tidligere simulering, men ud fra regional betragtning er der tale om små forskelle.

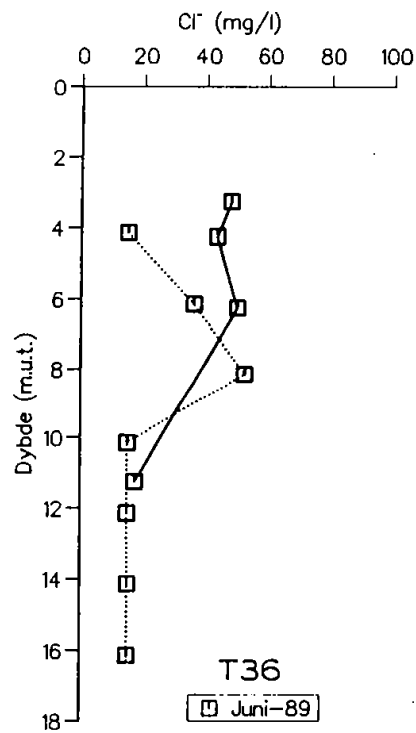
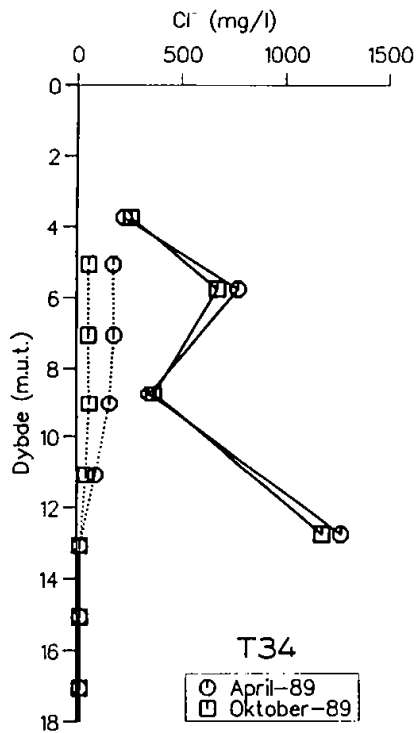
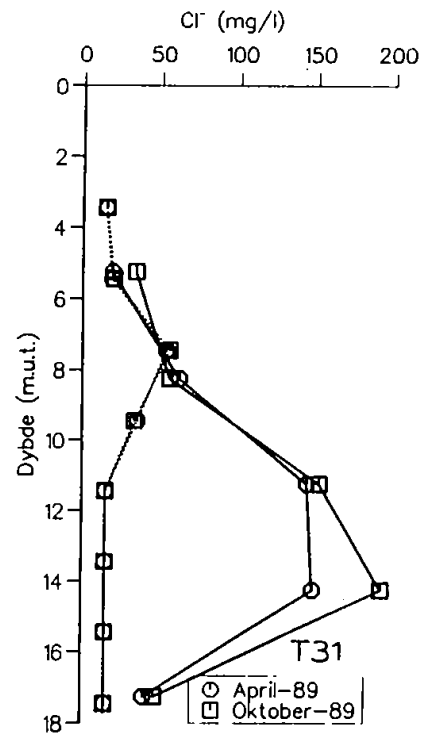
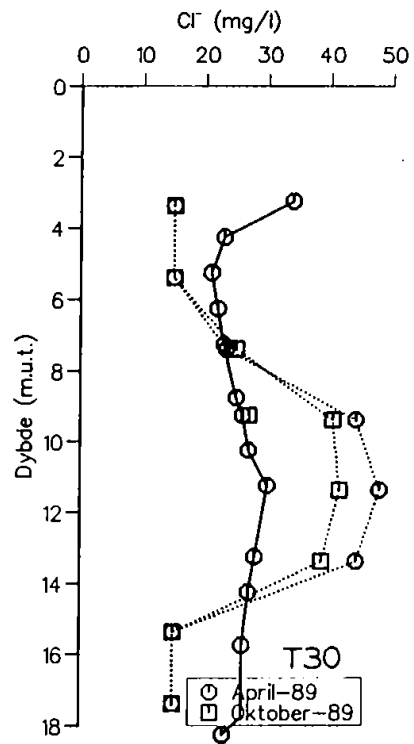
I Bilag 5 er der inkluderet horisontale og vertikale snit med konturlinier for chloridkoncentrationen.



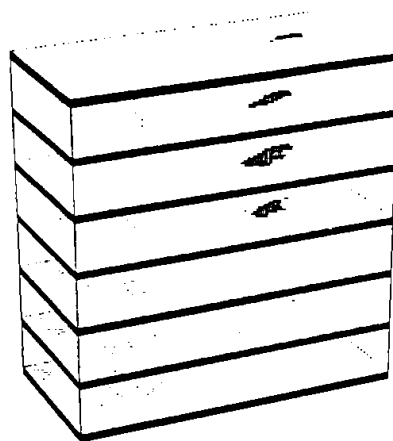
Figur 4.2.6 Simulerede gennembrudskurver i borerne T1 og T19 (• = målte værdier).



Figur 4.2.7 a. Målte (—) og simulerede (.....) koncentrationsprofiler.



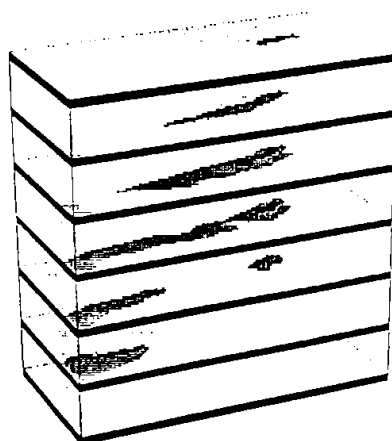
Figur 4.2.7 b. Målte (—) og simulerede (.....) koncentrationsprofiler.



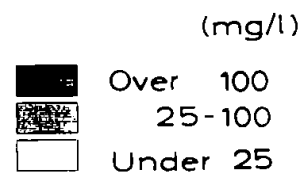
2 år



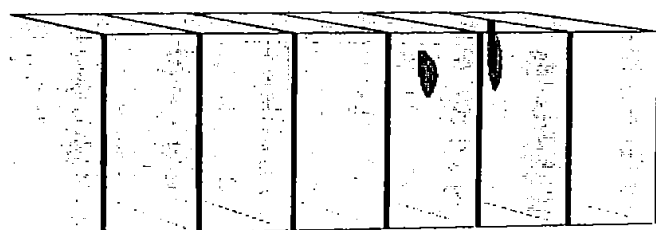
5 år



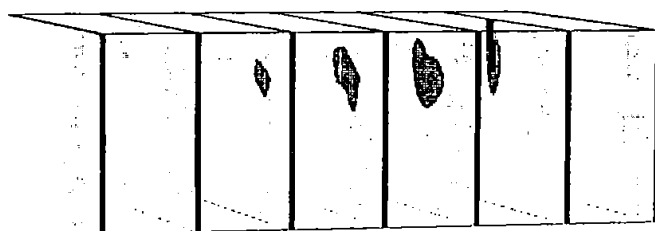
18 år



Figur 4.2.8 a. Simuleret perkolatspredning efter 2, 5 og 18 år.



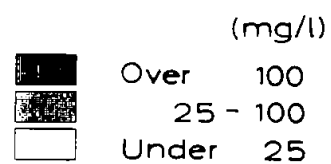
2 år



5 år



18 år



Figur 4.2.8 b. Simuleret perkolatspredning efter 2, 5 og 18 år.

4.3 Sensitivitetsanalyser

Med udgangspunkt i den tre-dimensionale vand- og transportmodel, der blev etableret på baggrund af den oprindelige geologiske model, er der gennemført en række sensitivitetsanalyser. Disse analyser har haft følgende formål:

- * at belyse betydningen af dispersionsparametrene på spredningen af forureningen
- * at belyse betydningen af den numeriske diskretiseringsgrad i horisontal og vertikal retning på simuleringen af forureningsudbredelsen
- * at belyse betydningen af forureningens densitet på udbredelsen af forureningsfanen
- * at belyse markvandingens indflydelse på forureningsspredningen

I forbindelse med disse analyser er der primært anvendt et stationært strømningsbillede, svarende til en gennemsnitlig nedsivning over hele området på 400 mm/år. Der er i hvert tilfælde simuleret en periode på 6 år, som svarer til den tid, det tager forureningen at nå fra lossepladsen til recipienten, Vejen Å.

4.3.1 Dispersionsparametre

Spredningen af forurenende opløste stoffer i grundvand er primært styret af hydrodynamisk dispersion, som optræder som følge af dels hastighedsforskelle i de forskellige geologiske aflejringer, dels årstidsvariationer i hovedstrømningsretning og -størrelse. Den numeriske model er baseret på en meget detaljeret beskrivelse af de geologiske forhold, og man må derfor forvente, at de væsentligste spredningsbetingede forhold er medtaget. Der sker dog en "midling" af de geologiske informationer inden for hvert

beregningselement - en midling, der kompenseres for i simuleringen af forureningsudbredelsen ved hjælp af dispersionsleddet. Ligeledes giver variationen i den hydrauliske ledningsevne inden for hver linsetype (hvilket ikke er medtaget i modellen) anledning til spredning af forurening. Denne spredningseffekt inkorporeres ligeledes i dispersionsleddet.

Et vigtigt element i sensitivitetsundersøgelserne er at vurdere effekten af at ændre på dispersionsparametrene. Dispersionsmodellen, som er nærmere beskrevet i Ammentorp og Refsgaard (1990), indeholder i nærværende model ialt tre led, som afhænger af partikelhastighederne og de angivne dispersiviteter. I modellen kan der angives fire dispersiviteter, hvis betydning er beskrevet i Ammentorp og Refsgaard (1990):

- α_{LH} : langsgående dispersivitet i det horisontale plan
- α_{TH} : tværgående dispersivitet i det horisontale plan
- α_{LV} : langsgående dispersivitet i det vertikale plan
- α_{TV} : tværgående dispersivitet i det vertikale plan

I modellen er anvendt en netstørrelse på 50 m x 50 m i horisontal retning og 2 m i vertikal retning, ialt 20 x 30 x 10 elementer. I nedenstående tabel er de undersøgte kombinationer af dispersiviteter angivet; som reference anvendes en simulering uden dispersion og kombinationerne svarer til mulige dispersionsforhold under de aktuelle geologiske forhold.

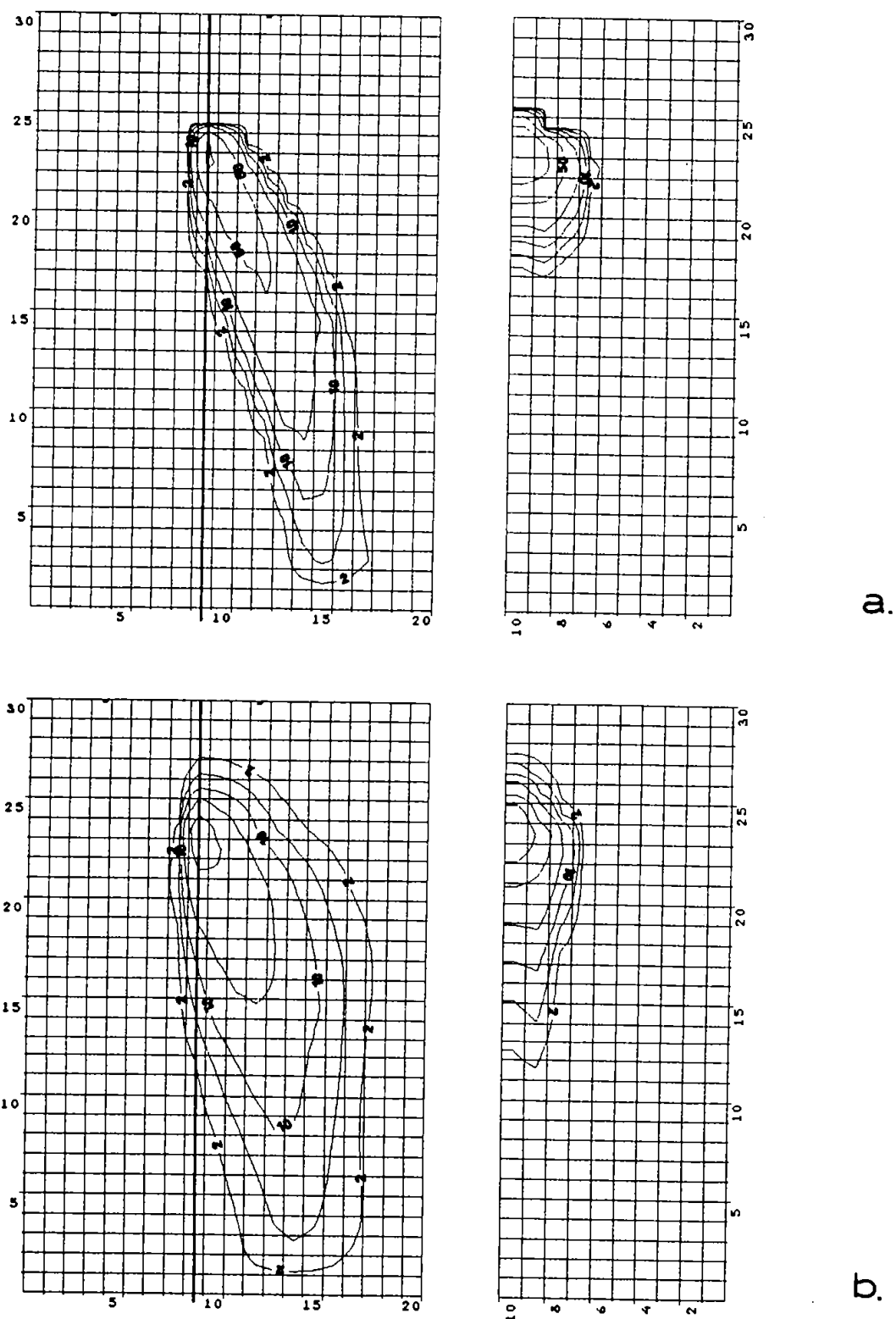
Figurerne 4.3.1 a-f viser den horisontale og vertikale udbredelse (bemærk den **logaritmiske** skala på konturværdierne) af forureningsfanen for hver af kombinationerne. I det følgende defineres forureningsfanens afgrænsning som 5 mg/l - konturen svarende til ca. 5 o/oo af perkolatkoncentrationen.

Simulering	$\alpha_{LB}[m]$	$\alpha_{TB}[m]$	$\alpha_{LV}[m]$	$\alpha_{TV}[m]$
a	0	0	0	0
b	50	0	0	0
c	50	10	0	0
d	50	0	2.5	0
e	50	10	2.5	0
f	0	0	0	0.25
g	1	0	0	0
h	0	0.01	0	0
i	0	0	0	0.001

Tabel 4.3.1 Oversigt over de undersøgte kombinationer til belysning af dispersionsparametrene's betydning.

Til figurerne og tabel 4.3.1 skal knyttes følgende kommentarer:

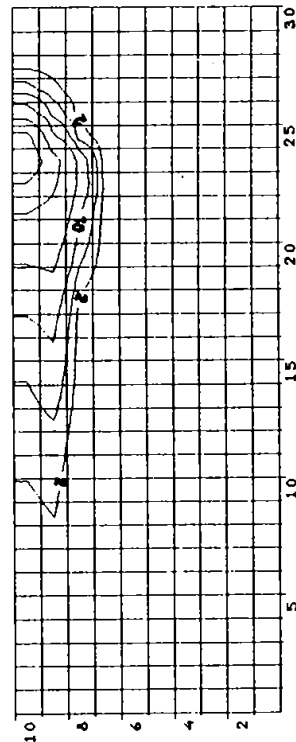
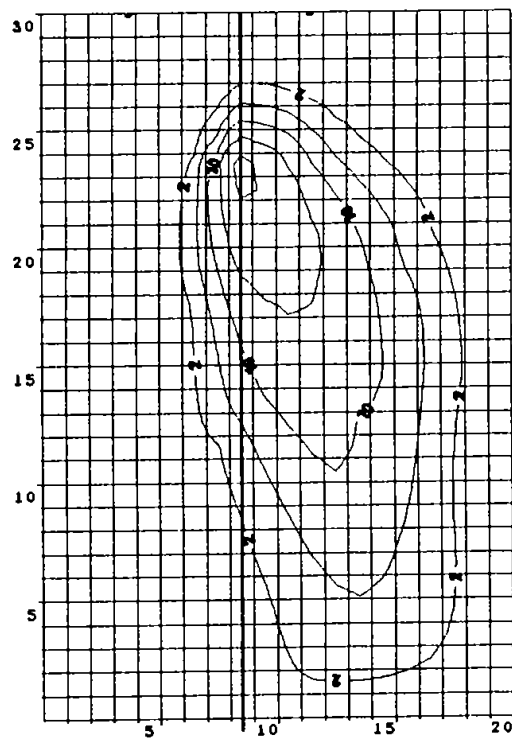
- * a
den konvektive spredning af forureningsfanen er lille i horisontal og vertikal retning, idet "bredden" og "dybden" af fanen er begrænset til henholdsvis ca. 300 m og 6 m.
- * b
en langsgående dispersivitet på 50 m giver anledning til en halvering af maksimumkoncentrationerne og en fordobling af fanens udstrækning.
- * c
med en tværgående dispersivitet på 10 m opnås en yderligere udglatning af fanen.



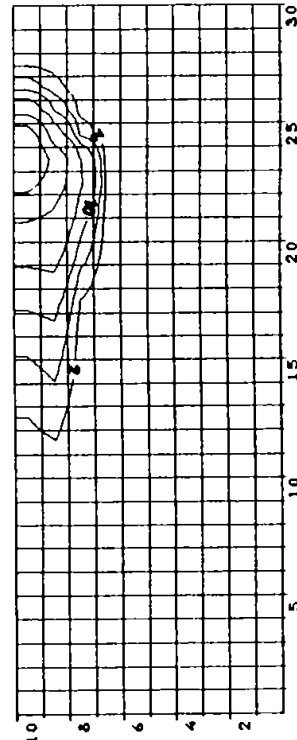
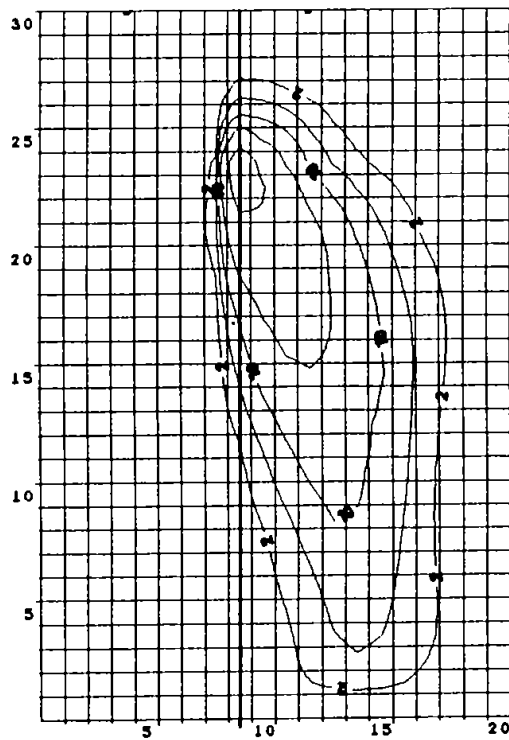
Figur 4.3.1 Horizontal (lag 9) og vertikal koncentrationsfordeling - sensitivitet af dispersionsparametre.

a. uden dispersion.

b. $\alpha_{LH} = 50\text{m}$.



c.

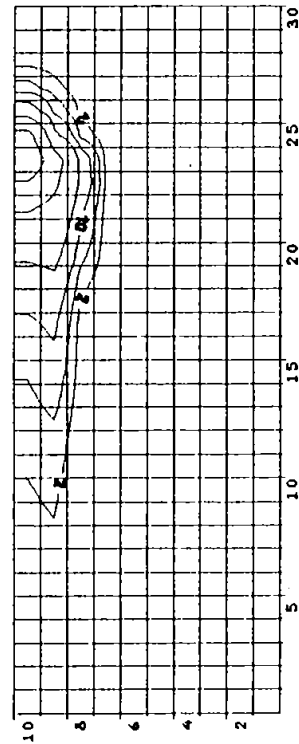
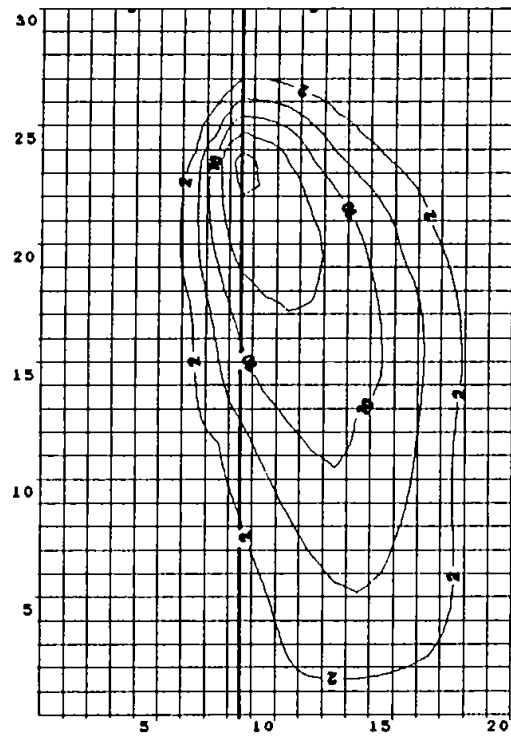


d.

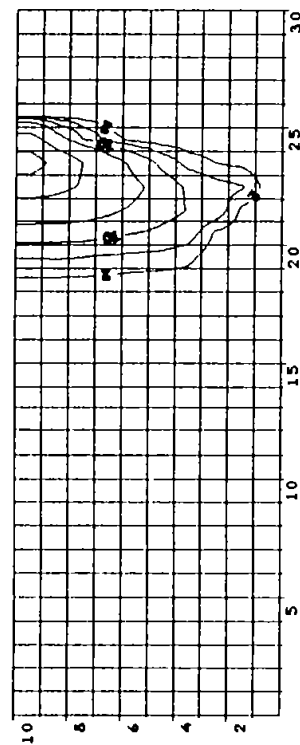
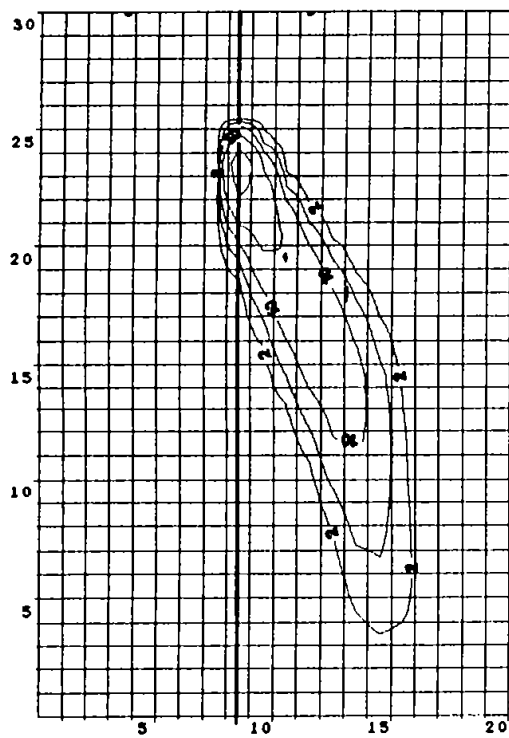
Figur 4.3.1 Horizontal (lag 9) og vertikal koncentrationsfordeling - sensitivitet af dispersionsparametre.

c. $\alpha_{LH} = 50$ m, $\alpha_{TH} = 10$ m.

d. $\alpha_{LH} = 50$ m, $\alpha_{LV} = 2.5$ m.

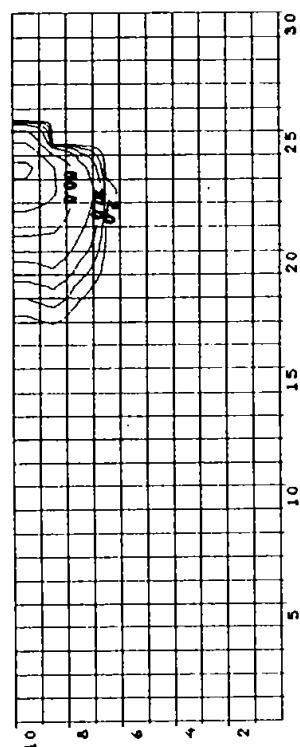
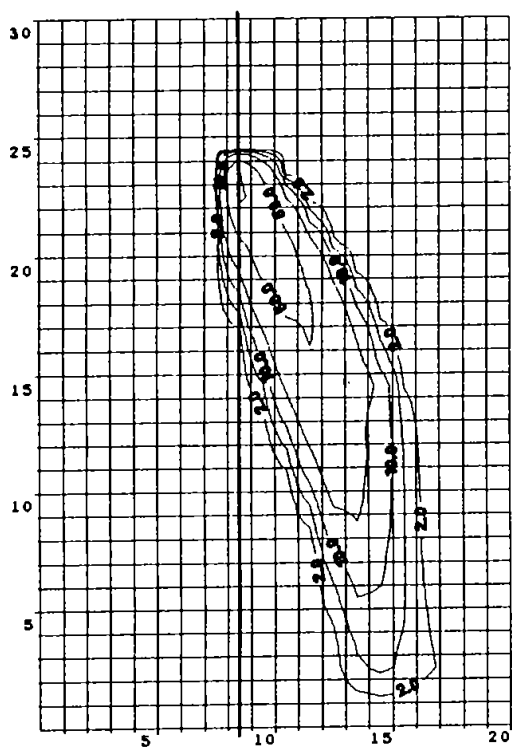


e.

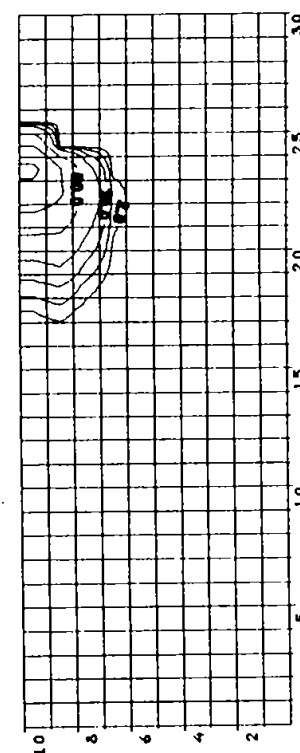
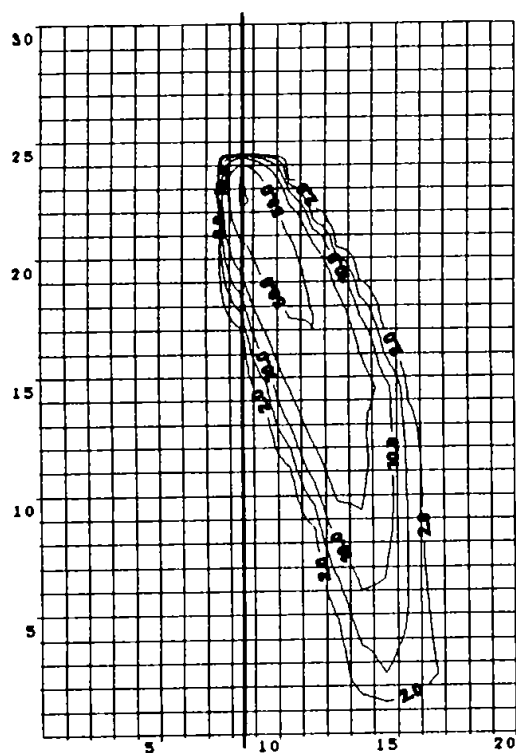


f.

Figur 4.3.1 Horizontal (lag 9) og vertikal koncentrationsfordeling - sensitivitet af dispersionsparametre.
 e. $\alpha_{LH} = 50$ m, $\alpha_{TH} = 10$ m, $\alpha_{LV} = 2,5$ m.
 f. $\alpha_{TV} = 0.25$ m.

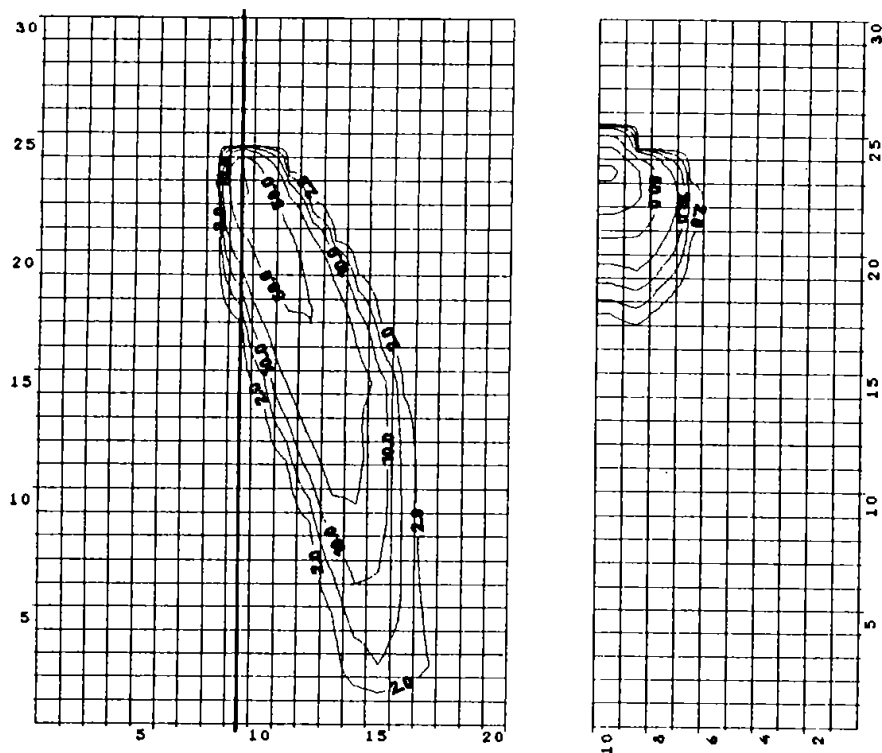


g.



h.

Figur 4.3.1 Horizontal (lag 9) og vertikal koncentrationsfordeling - sensitivitet af dispersionsparametre.
 g. $\alpha_{LH} = 1$ m.
 h. $\alpha_{TH} = 0.01$ m.



Figur 4.3.1 Horisontal (lag 9) og vertikal koncentrationsfordeling - sensitivitet af dispersionsparametre.
i. $\alpha_{TH} = 0.01$ m.

* d,e

en langsgående dispersivitet i vertikal retning på 2.5 m giver ingen synlig effekt på spredningen af fanen. Dette skyldes, at strømmingen er tilnærmelsesvis parallel med lagdelingen, hvilket igen skyldes, at grundvandsstrømningen i området er domineret af dets beliggenhed tæt på recipienten til det store opland opstrøms området.

* f

fanens udbredelse er meget følsom over for størrelsen af den tværgående dispersivitet i vertikal retning. En dispersivitet på 0.25 m er nok til, at fanen er opblandet over hele dybden af magasinet, og den horisontale udstrækning er reduceret. Den kraftige afhængighed af denne dispersivitet skyldes, at produktet af α_{TV} og den horisontale strømningshastighed, der som tidligere nævnt er stor, indgår i beregningen af dispersionen.

* g,h,i

anvendes de værdier for dispersivitetsparametrene, som er bestemt i tracerforsøget, simuleres en faneudbredelse, som ikke afviger væsentligt fra simulering a, dvs. en meget lille dispersiv spredning i både horisontal og vertikal retning.

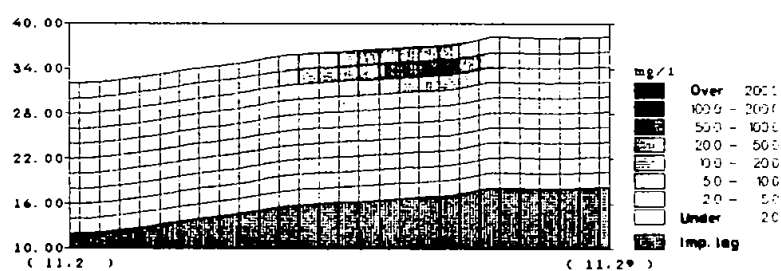
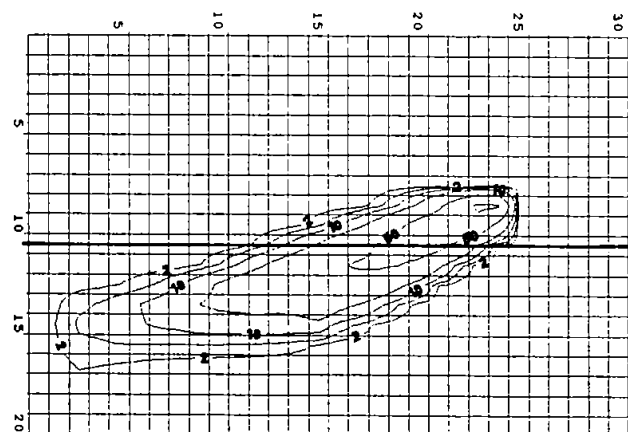
4.3.2 Vertikal diskretisering

Forureningsudbredelsen fra Vejen losseplads har tre-dimensional struktur, og det har derfor været nødvendigt at anvende en tre-dimensional transportmodel. Traditionelt har der været anvendt to-dimensionale vertikalintegrerede modeller i forbindelse med forureningsundersøgelser, og på denne baggrund er det vigtigt at sammenligne resultaterne af den tre-dimensionale simulering med tilsvarende to-dimensionale, eller generelt at undersøge effekten af forskellige vertikale diskretiseringsgrader.

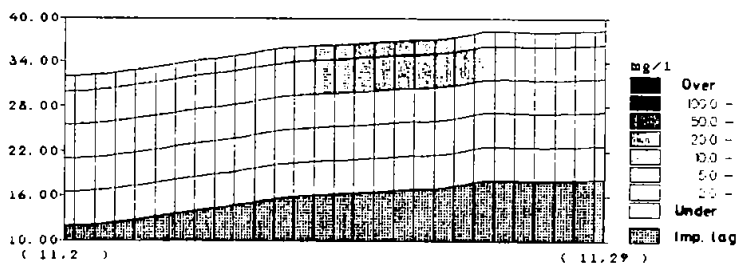
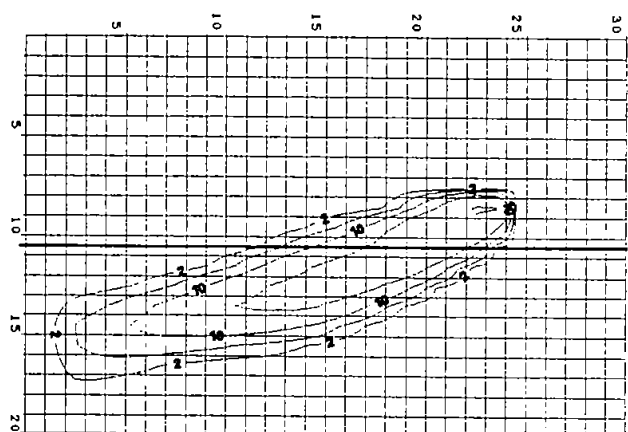
Den oprindelige model indeholder 10 lag, hvoraf de 9 nederste er 2 m tykke, mens tykkelsen af det øverste lag varierer afhængig af grundvandsspejlets beliggenhed (dog også ca. 2 m).

Til sammenligning er modellen anvendt med henholdsvis fem lag (4 x 4.5 m + 2 m) og med et lag (20 m), svarende til en to-dimensional model. De forskellige modelopsætninger tager udgangspunkt i den geologiske model, idet der blot er foretaget en vertikal midling af de hydrauliske ledningsevner til hvert af beregningslagene.

Figur 4.3.2 a og b viser den simulerede horisontale og vertikale forureningsudbredelse for henholdsvis 10 og 5 lagsmodellen, og Figur 4.3.2 c viser den simulerede forureningsudbredelse i det to-dimensionale tilfælde. Som forventet giver den forringede vertikale opløsning anledning til mere optimistiske beregninger i horisontal retning, idet koncentrationerne bliver mindre, jo dårligere opløsningen er.

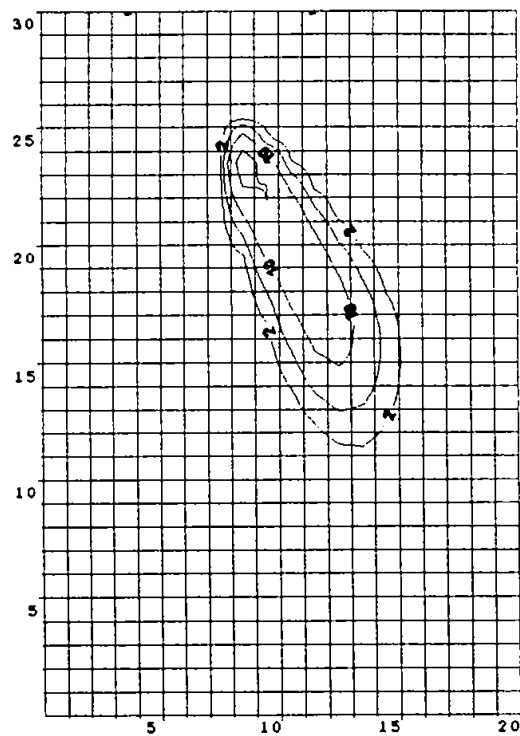


a.



b.

Figur 4.3.2 Horizontal (lag 9) og vertikal koncentrationsfordeling - betydning af vertikal diskretisering.
 a. 10 lag , uden dispersion.
 b. 5 lag , uden dispersion.



Figur 4.3.2 Horizontal (lag 9) og vertikal koncentrationsfordeling - betydning af vertikal diskretisering.
c. 1 lag , uden dispersion.

I den vertikale retning bliver forureningen mere spredt jo færre lag, der anvendes i simuleringen.

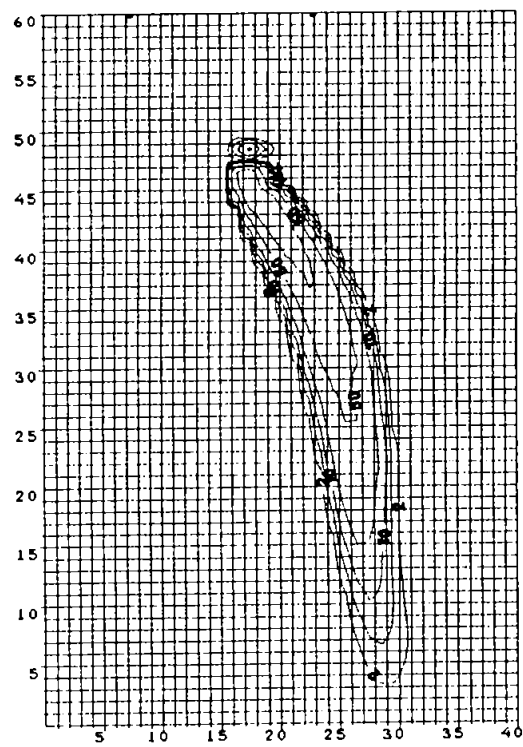
Den to-dimensionale beregning svarer geologisk til en midling af den hydrauliske ledningsevne over dybden. Dette fremgår også af beregningerne, idet de simulerede koncentrationer i det to-dimensionale tilfælde i hvert beregningsnet svarer til en midling af koncentrationerne over de 10 beregningslag i det tre-dimensionale setup.

4.3.3 Horisontal diskretisering

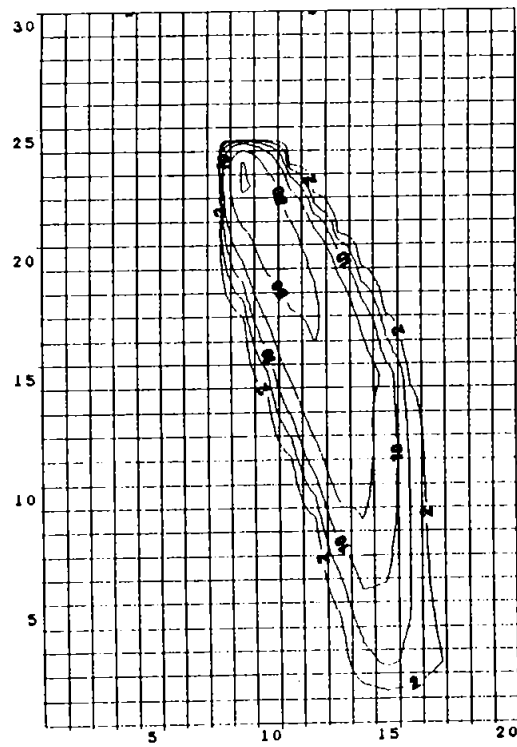
Som tidligere beskrevet er spredningen af forureningsfanen lille både horisontalt og vertikalt. Dette skyldes bl.a., at transporten af opløste stoffer foregår i et højpermeabelt tracé uden forstyrrende linser af ler, silt og grus. Ved en grovere inddeling i horisontal retning sker der en midling af de hydrauliske parametre, og strømningsforholdene vil ændres. Dette bevirker, alt andet lige, at fanen vil spredes mere, jo grovere inddelingen er. For at undersøge denne effekt er der indført modelberegninger for tre forskellige diskretiseringsgrader: 25 m x 25 m, 50 m x 50 m og 100 m x 100 m.

Den horisontale udbredelse af forureningen fremgår af Figur 4.3.3 a-c, til hvilke følgende kommentarer kan knyttes:

- * det er tydeligt, at fanen spredes mere i horisontal retning jo grovere inddeling, der anvendes i simuleringen. (Det skal dog bemærkes, at det ikke er muligt at repræsentere udslivningsområdet (50 m x 100 m) fra lossepladsen korrekt i et net med 100 m inddeling. Der er i stedet brugt 100 m x 100 m, hvilket i sig selv giver anledning til større spredning). Der sker næsten en halvering af maksimum koncentrationerne og en fordobling af fanens bredde ved hver fordobling af elementstørrelsen.
- * den fine diskretisering (25 m) bevirker, at der bag infiltrationsstedet optræder en såkaldt numerisk "wiggle" - den simulerede koncentration falder til lidt under nul og stiger igen længere opstrøms - på grund af den store horisontale koncentrationsgradient.



a.

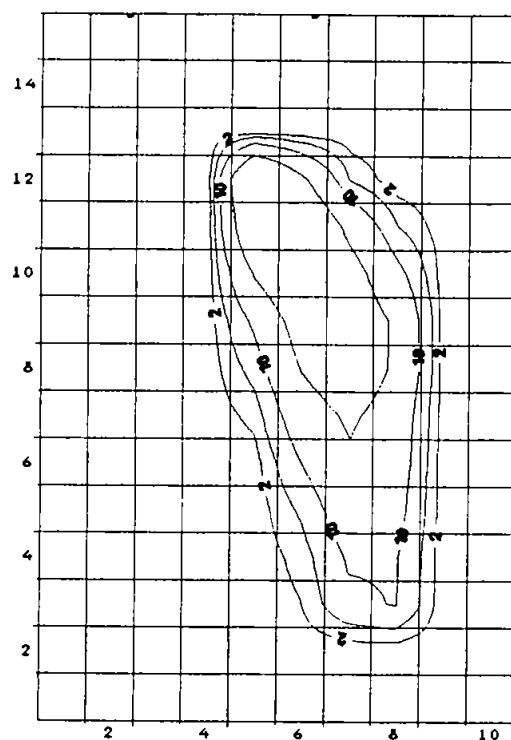


b.

Figur 4.3.3 Horizontal koncentrationsfordeling - sensitivitet af horizontal diskretisering.

a. 25 m.

b. 50 m.

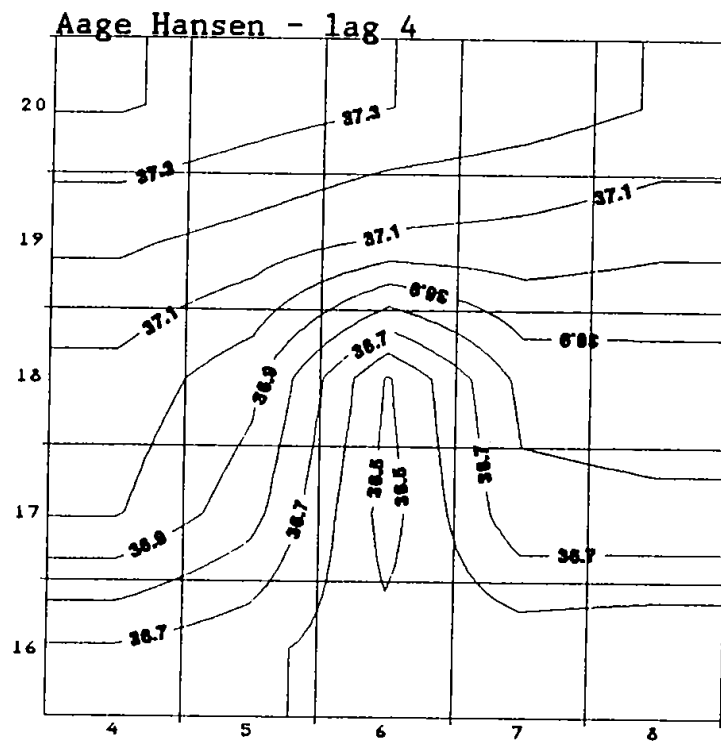


Figur 4.3.3 Horisontal koncentrationsfordeling - sensitivitet af horisontal diskretisering.
c. 100 m.

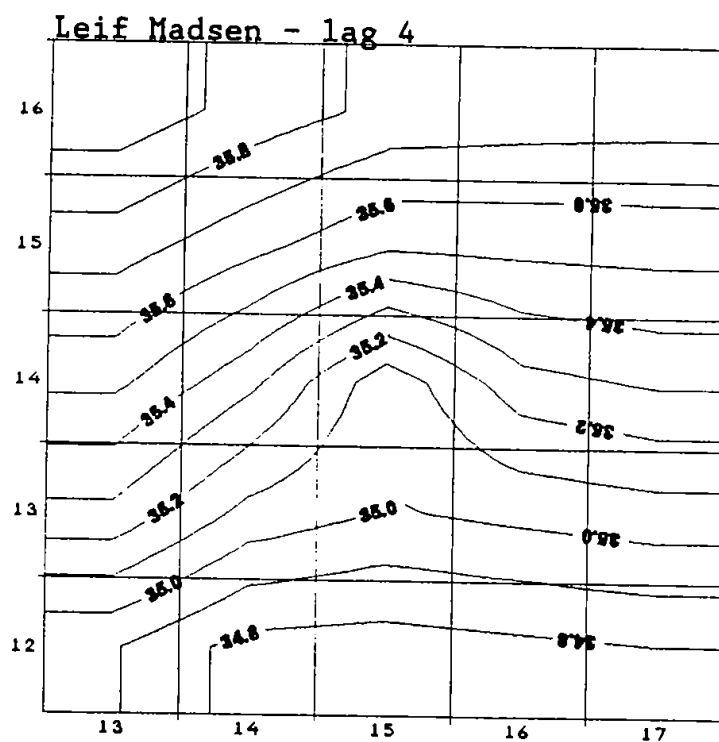
4.3.4 Markvandings indflydelse på forureningsspredningen

Af de 4 markvandingsboringer, som er anført i Tabel 2.1, er det umiddelbart muligt at udelukke indflydelsen på forureningsfanens udbredelse fra Thomsens og Petersens indvindinger, da disse ligger relativt langt fra og til dels opstrøms lossepladsen. De to øvrige indvindingsboringer, ved Madsens og Hansens gårde, er filtersat i den øverste del af det frie grundvandsmagasin, nemlig henholdsvis 8-11 m u.t. og 6-9 m u.t., og dækker således over to lag i den tre-dimensionale model.

De i Tabel 2.1 angivne mængder svarer til den årlige indvinding fra hver boring. I virkeligheden foregår indvindingen kun i forsommeren, hvor markvanding er nødvendig, og i vurderingen af boringernes indflydelse er der derfor regnet med, at den samlede indvinding foregår jævnt over en periode på to måneder. Forureningsudbredelsen er simuleret med det således beregnede stationære strømningsbillede. Af Figur 4.3.4 fremgår det, at effekten på potentialebilledet i lag 7 er synlig, men dog begrænset. Effekten på forureningsudbredelsen er ligeledes begrænset, idet kun Madsens boring har betydning for udbredelsen; af Figur 4.3.5 ses, at forureningen trækkes en smule ned, men ikke påvirkes i horisontal retning. Dette skyldes dels, at boringen ligger omtrent i centrum af fanen, og som sådan ikke vil påvirke hovedstrømningsretningen, dels at indvindingsmængden er lille i forhold til grundvandsstrømmen. Da indvindingerne har lille effekt på spredningen af forureningsfanen, er disse ikke medtaget i den ikke-stationære beregning af forureningsudbredelsen.

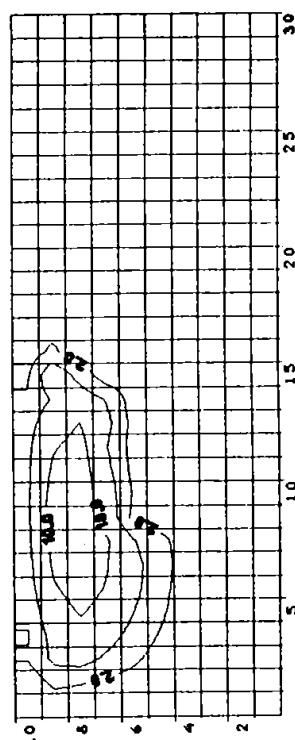
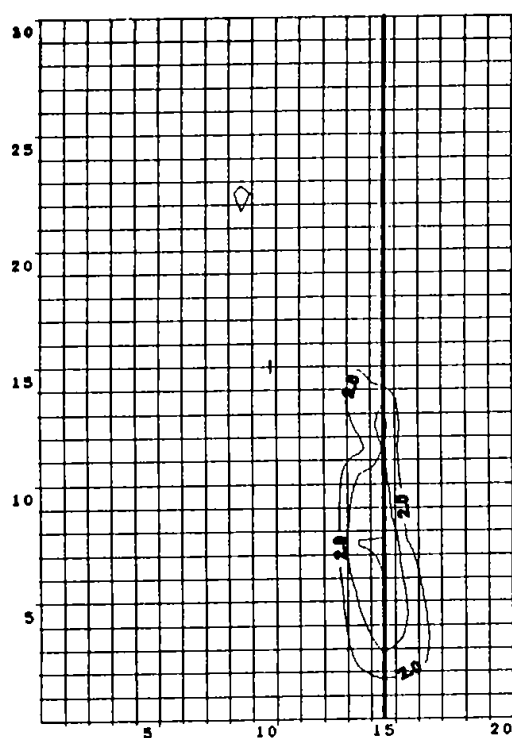


a.

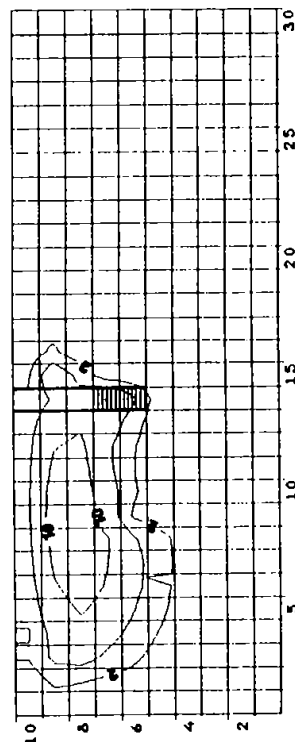
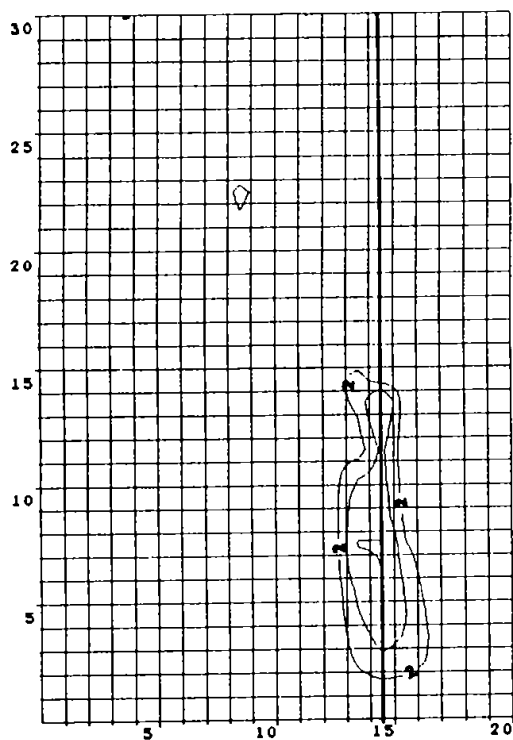


b.

Figur 4.3.4 Markvandings indflydelse på potentialebilledet.
 a. Hansens boring ($6000 \text{ m}^3/\text{år}$).
 b. Madsens boring ($18000 \text{ m}^3/\text{år}$).



a.



b.

Figur 4.3.5 Horizontal og vertikal koncentrationsfordeling - sensitivitet af markvanding.
 a. Uden indvinding.
 b. Med indvinding.

4.3.5 Densitetseffekten på den vertikale opblanding

Effekten af at inddrage densitetsforskellen mellem perkolat og grundvand i simuleringerne af perkolatspredningen fra Vejen losseplads er i det følgende belyst.

Som tidligere beskrevet er der opstillet en forenklet to-dimensional snitmodel gennem lossepladsen. Datamateriale samt kalibreringsresultater fra den tre-dimensionale modelanvendelse for Vejen losseplads har dannet grundlag for følgende referen-ceparametre:

- horisontal hydraulisk ledningsevne, (K_x)	$5.2 \cdot 10^{-4}$ m/s	
- anisotropiforhold, (K_z/K_x)	1/50	
- langsgående dispersivitet, (α_L)	2.0	m
- tværgående (vertikal) dispersivitet, (α_T)	0.01	m
- nedsivning, (N)	500	mm/år
- grundvandsspejlets hældning, (I)	5	o/oo

I Figur 4.3.6 a er resultatet af en modelberegning med referen-ceparametrene vist. Figuren viser det stationære billede af den vertikale perkolatspredning. Den vertikale spredning er reduceret til en lille del af den mættede lagtykkelse, hvilket skyldes lossepladsens beliggenhed langt fra grundvandsskellet og således en stor opstrøms grundvandstilstrømning.

Resultatet af en modelsimulering hvor en densitetsforskel på $\Delta=0.02$ er taget med i beregningen, er vist i Figur 4.3.6 b. Til trods for at den anvendte densitetsforskel er stor sammenlignet med danske forhold (jvnf. Dakofa, 1985), er de to perkolatspredninger næsten identiske. Grunden til at der ikke ses en densite-tseffekt, er, at mængden af det nedsivende perkolat er mange gange mindre end den naturlige grundvandsstrøm, hvilket medfører en meget hurtig fortynding af perkolatet og dermed en reducere-ring af densitetsforskellen. Selv beregninger med en næsten urea-listisk stor densitetsforskel på $\Delta=0.3$ giver ikke anledning til nogen markant ændring af det vertikale opblandingsbillede.

I det følgende er densitetseffekten på den vertikale opblanding under alternative hydrogeologiske forhold forsøgt belyst ved orienterende beregninger med HST3D-modellen.

Virkningen af anisotropiforholdet er som det første undersøgt. I Figur 4.3.7 er der vist to simuleringer med forskellige anisotropiforhold. Figur 4.3.7 a viser referencesituationen med $\Delta=0.02$ (identisk med Fig.4.3.6 b), medens Figur 4.3.7 b viser den vertikale opblanding i et isotropt reservoir ($\Delta=0.02$). De to figurer er stort set identiske, hvilket underbygger formodningen om, at den store opstrøms grundvandsstrømning er årsagen til, at der ikke optræder nogen mærkbar densitetseffekt.

For at undersøge om den manglende densitetseffekt skyldes en stor naturlig grundvandsstrøm, er denne modelmæssigt reduceret. Dette kan dels gøres ved at mindske den horisontale hydrauliske ledningsevne, dels ved at reducere vandspejlsgradienten.

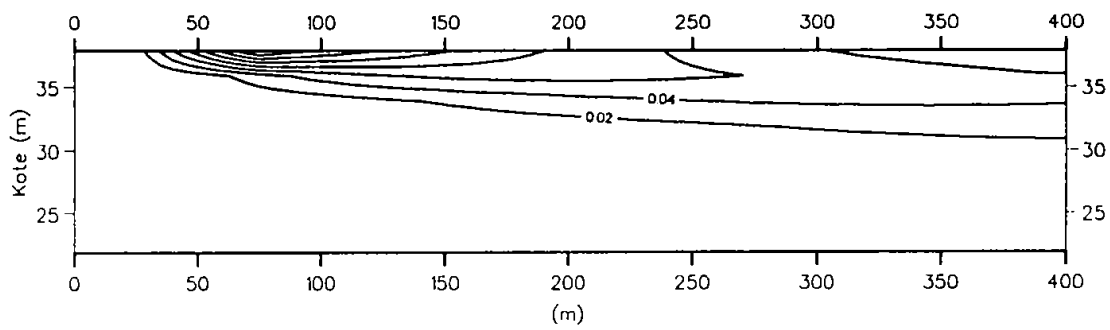
Virkningen af at reducere den horisontale hydrauliske ledningsevne og dermed den opstrøms grundvandstilstrømning er vist i Figur 4.3.8. Den horisontale hydrauliske ledningsevne er reduceret med en faktor 10, men derudover er de øvrige parametre som referencen. Den reducerede grundvandstilstrømning har medført en større vertikal opblanding af det nedsivende perkolat. Densitetsforskellen $\Delta=0.02$ giver anledning til en svag øgning i den vertikale opblanding. Styrkeforholdet mellem perkolattilstrømning og grundvandsflux er øget, hvilket medfører en dårligere fortynding af det tilførte perkolat og dermed højere koncentrationer og densitetsforskelle. Derfor denne antydning af en densitetseffekt.

Reduceres grundvandstilstrømningen i stedet ved at mindske vandspejlsgradienten med en faktor 10, mens de øvrige parametre er som referencen, får man en vertikal opblanding som vist i Figur 4.3.9. Analogt med beregningerne, hvor grundvandstilstrømningen blev reduceret ved at mindske den hydrauliske ledningsevne, fås samme større vertikale opblanding af perkolat ($\Delta=0.0$).

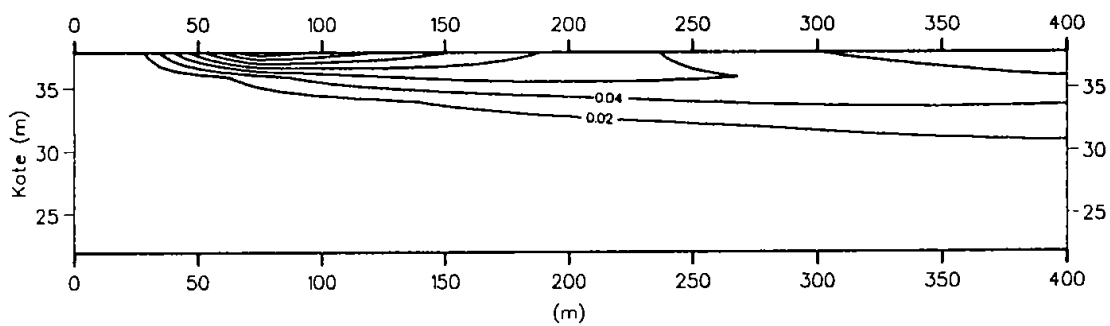
Beregninger med densitetsforskellen $\Delta=0.02$ giver imidlertid nu et andet billede (Fig. 4.3.9 b). Umiddelbart under lossepladsen fås en større vertikal opblanding, mens der nedstrøms lossepladsen optræder en mindre opblanding, idet perkolatet har tendens til at søge mod bunden af reservoiret. Årsagen, til at der i dette beregningstilfælde optræder densitetseffekt, og ikke da grundvandstilstrømningen blev reduceret ved at mindske den hydrauliske ledningsevne, skyldes, at samtidigt med at styrkeforholdet mellem perkolatproduktion og grundvandsflux er øget, er den vertikale hydrauliske ledningsevne ikke reduceret.

Beregningerne har vist, at der ikke kan forventes mærkbare densitetseffekter ved Vejen losseplads. Orienterende alternative modelsimuleringer har videre vist, at den vertikale opblanding af perkolat i grundvand er stærkt afhængig af de hydrogeologiske forhold og herunder specielt styrkeforholdet mellem perkolatproduktion og grundvandsflux. Densitetsforskellen mellem perkolat og grundvand har kun indflydelse på perkolatspredningen, når gradienten i det hydrauliske trykniveau er lille, hvilket vil sige tæt på grundvandsskel. Ved større gradienter, dvs. i større afstand fra grundvandsskel, beregnes, at densitetseffekten kun har betydning, hvis anisotropiforholdet $K_z/K_x > 1$, hvilket ikke forekommer i sædvanlige danske aflejringer.

Det skal bemærkes, at ved densitetsforskelle kan der optræde hydrodynamiske instabilitetseffekter i form af fingerdannelser, som kan påvirke perkolatets nedtrængen i grundvandet. Det er ikke muligt at tage disse fænomener i regning i modelmæssig sammenhæng.

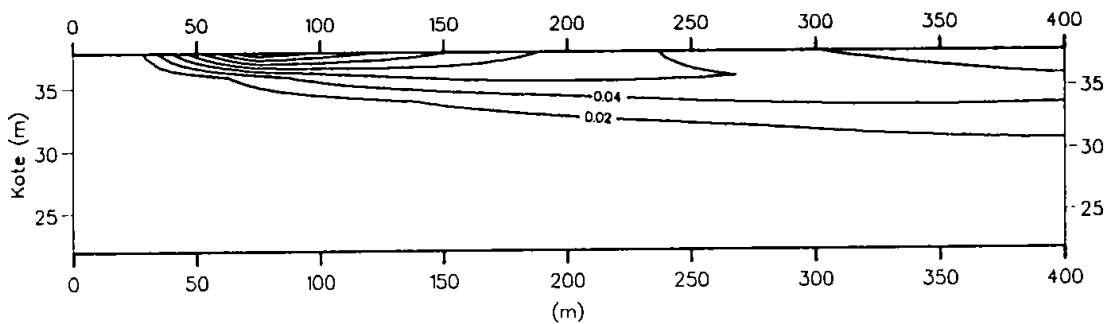


a.

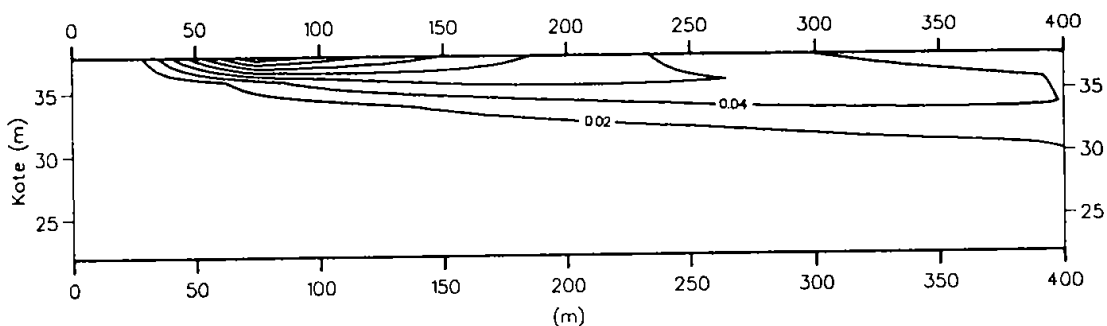


b.

Figur 4.3.6 Sensitivitet af densitetsforskel.
 a. Reference uden densitetsforskel.
 b. Med densitetsforskel ($\Delta=0.02$).

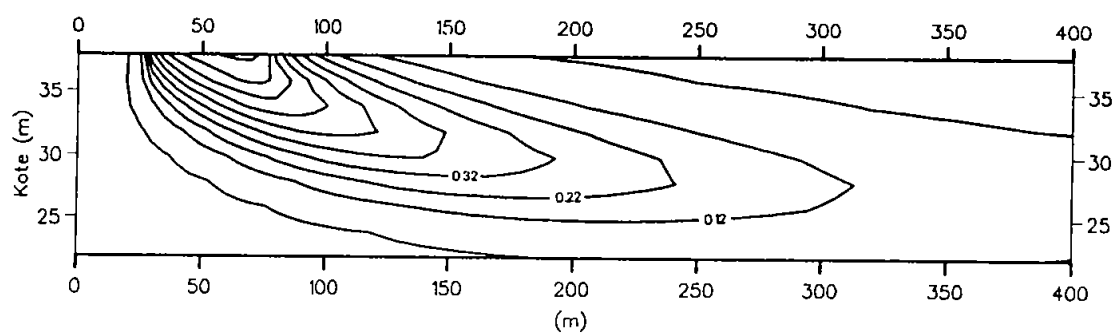


a.

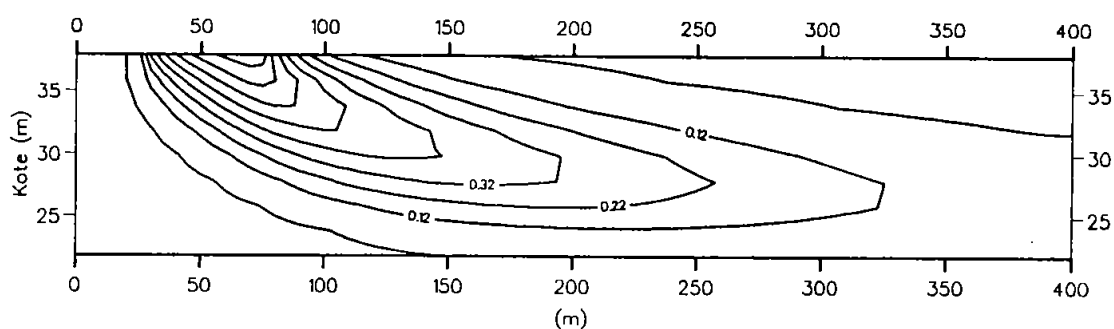


b.

Figur 4.3.7 Sensitivitet af anisotropi af hydraulisk ledningsevne.
 a. $K_z/K_x=1/50$, $\Delta=0.02$.
 b. $K_z/K_x=1/1$, $\Delta=0.02$.



a.

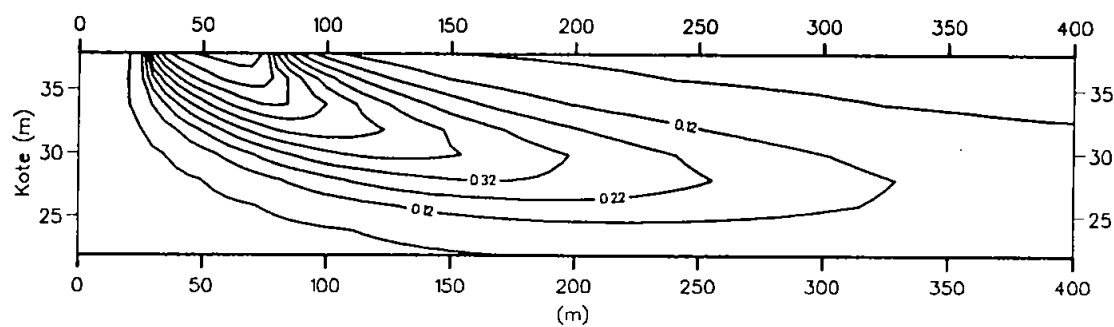


b.

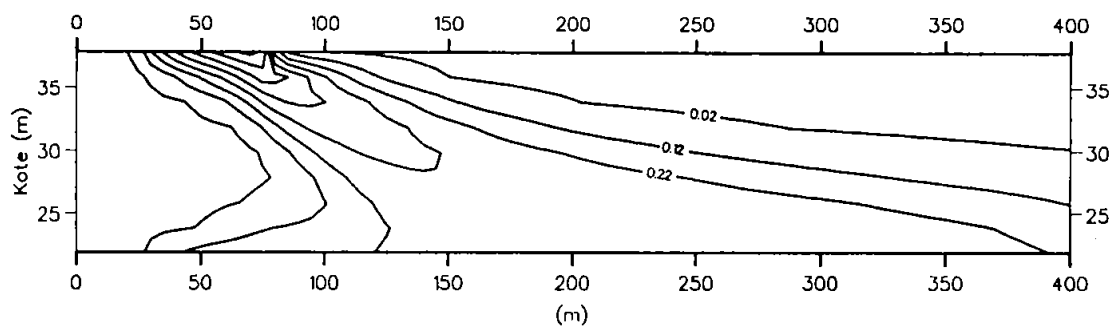
Figur 4.3.8 Hydrauliske ledningsevne reduceret med en faktor 10.

a. $\Delta=0.0$.

b. $\Delta=0.02$.



a.



b.

Figur 4.3.9 Vandspejlsgradienten reduceret med en faktor 10.

a. $\Delta=0.0$.

b. $\Delta=0.02$

5. KONKLUSIONER

De foreliggende observationer af forureningsfanens udbredelse fra Vejen losseplads har vist, at udsivningen sker fortrinsvist fra et mindre delområde af lossepladsen, og at fanen udviser en lille spredning både i horisontal og vertikal retning. De aktuelle geologiske forhold ved lossepladsen og fanens beskedne vertikale udstrækning kræver, at der anvendes en tre-dimensional model for at give en realistisk beskrivelse af forureningstransporten.

Der er tilvejebragt detaljerede informationer omkring den geologiske opbygning i området i form af 13 geologiske profiler. Disse profiler er digitaliseret, og den horisontale udbredelse af indskudte lagfølger i de gennemgående sandaflejringer, som udgør grundvandsmagasinet, er vurderet. Randbetingelser til modellen i form af infiltration og hydraulisk trykniveau langs modelranden er genereret ved hjælp af henholdsvis en en-dimensional umættet strømningsmodel og en regional to-dimensional grundvandsmodel. På grundlag af disse informationer er det ved en forholdsvis beskednen kalibreringsindsats lykkedes at bestemme fordelingen af hydraulisk ledningsevne og magasintal, således at der er opnået en god beskrivelse af fluktuationerne i hydraulisk trykniveau.

Med en kildestyrke på 900 mg/l chlorid er der foretaget beregninger af forureningsfanens udbredelse. Ved at anvende dispersivitetsværdier bestemt ved et relateret tracerforsøg er der opnået en beskrivelse af koncentrationsfordelingen, som ikke er i åbenlys modstrid med de foreliggende koncentrationsmålinger, som er få i antal og forholdsvis usikre, da sekundære forureningskilder interfererer.

Hensyntagen til de sæsonmæssige fluktuationer er væsentlig, når de lokale koncentrationsforhold skal vurderes, herunder i forbindelse med monitoreringskontrol. Derimod kan beregningerne baseres på et stationært gennemsnitligt potentialbillede, i fald den regionale udbredelse af fanen skal beskrives.

Erfaringen fra Vejen losseplads kombineret med andre ind- og udenlandske forureningstilfælde fra lossepladser synes at indicere, at forureningsspredningen skal observeres, tolkes og beregnes i et tre-dimensionalt koncept. Dette stiller store ressourcekrav til felt- og modelleringsarbejdet, da en tre-dimensionel model involverer et stort antal parametre. Disse krav kan aldrig opfyldes fuldstændigt i praksis, men nærværende projekt har vist, at hvis der etableres en god beskrivelse af den overordnede geologiske opbygning og herunder specielt den rumlige udbredelse af de enkelte lagfølger, er det muligt ved en overkommelig kalibreringsindsats at opnå en pålidelig beskrivelse af vandstrømningen og forureningstransporten. Den operationelle anvendelse af tre-dimensionale modeller er dog nært knyttet sammen med rådighed over programmel til digitalisering af data, input håndtering samt grafisk præsentation af beregningsresultater.

Modelresultaterne er følsomme over for både fysiske og numeriske parametre, og det er derfor vigtigt at afstemme disse mod de foreliggende feltnålinger. Specielt er for dispersivitetsparametrene anvendt værdier, som er væsentligt lavere end i tidligere rapporterede modelundersøgelser. Dispersiviteterne er i et relateret feltdispersionsforsøg bestemt til følgende størrelsesordener: 50 cm for i horisontal langsgående retning, 2 cm i horisontal tværgående retning og 1 mm i vertikal tværgående retning. Dette understreger, at hvis der etableres en mere nøjagtig strømningsbeskrivelse, hvor den vertikale tredje dimension inddrages, er dispersiviteterne størrelsesordener mindre end i de traditionelle to-dimensionale modelanvendelser. Videre er det påvist, at den numeriske diskretiseringsgrad har indvirkning på simuleringsresultatet, og der beregnes større spredninger og mindre koncentrationer desto grovere beregningsnet, der anvendes. Valg af diskretisering involverer en afvejning af krav til nøjagtighed mod computerressourcer.

For den aktuelle lossepladslokalitet er det beregnet, at densitetsforskelle mellem lossepladsperkolat og grundvand ikke

påvirker opblandingen, fordi den naturlige grundvandsflux er stor i forhold til perkolatfluxen. Det er videre beregnet, at perkolatets forøgede densitet kan påvirke opblandingen, hvis en losseplads er placeret tæt ved grundvandsskel, hvor den naturlige grundvandsstrøm er beskeden. Nedsivning af perkolat med forhøjet densitet kan dog give anledning til hydrodynamiske instabiliteter i form af fingerdannelser og dermed en øget nedadrettet forureningstransport. Denne mekanisme er formodentlig uafhængig af lossepladsens placering i relation til grundvandsskel.

6. REFERENCER

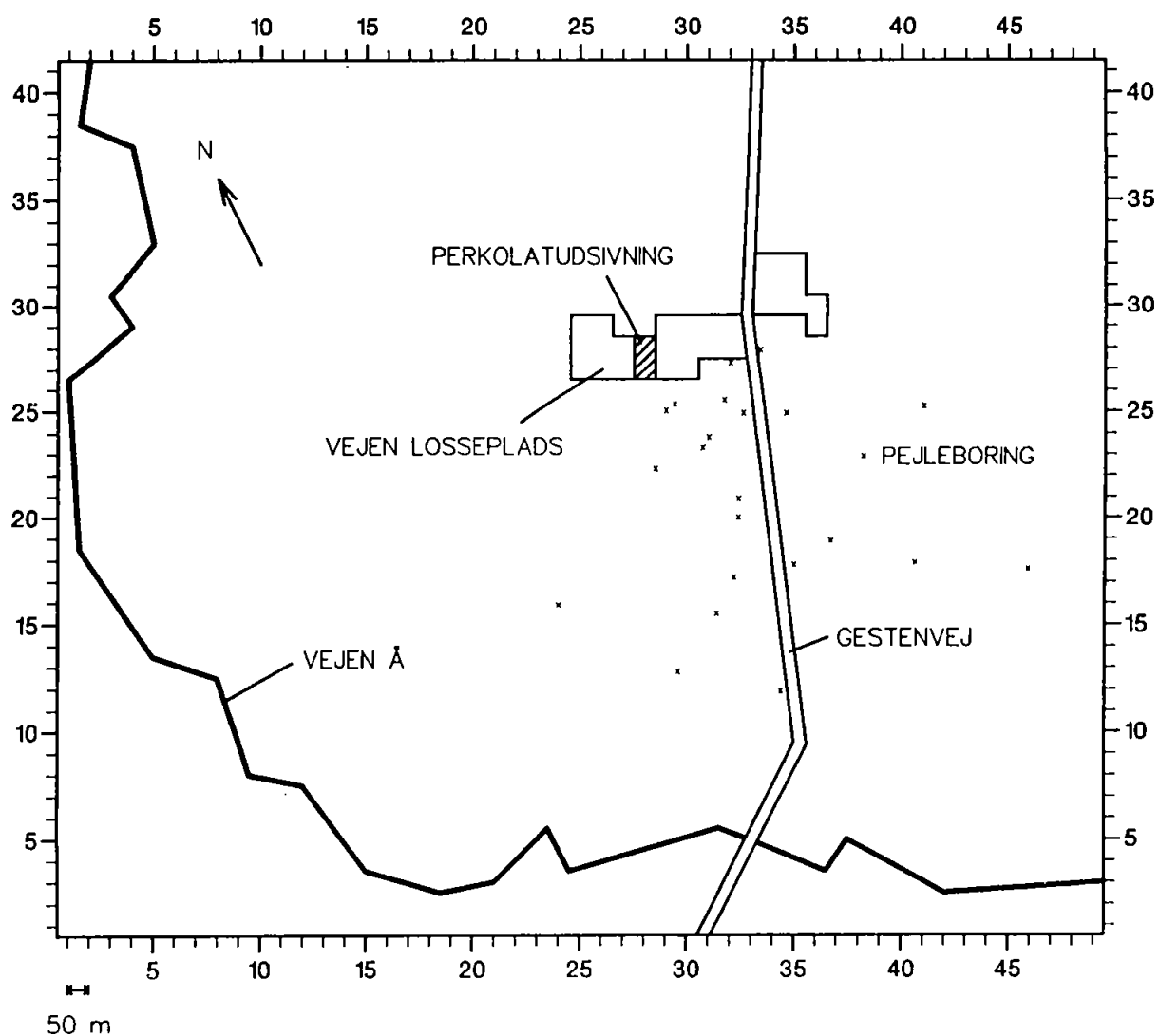
- Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E. and Rasmussen J.: An Introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Européen - SHE - 1: History and philosophy of a physically-based distributed modelling system, and 2: Structure of a physically-based distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, 87, pp. 45-77, 1986.
- Ammertorp H.C. og Refsgaard A. (1990): Operationalisering af en tre-dimensional stoftransport model. Lossepladsprojekt M4 & M7.
- Carl Bro A/S (1985): Orienterende undersøgelse af 3 kemikalie affaldsdepoter nord for Vejen by (579-9, 575-10, 575-10A).
- Bitsch, K. og Jensen, K. Høgh (1989): Foreløbige modelberegninger. Rapport M1.1, Lossepladsprojektet.
- Bitsch, K. og Jensen, K. Høgh (1990): A natural gradient dispersion test in a sandy aquifer using tritium as tracer. *Proc.*
- Bouwer, H. and Rice, R.C. (1976): A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfirmed aquifers with completely or partially penetrating wells. *Water Res. Res.*, 12, 423-428
- Dakofa (1985): Grundvandskontrol ved kontrollerede affaldsdeponier. Skrift nr. 1, Polyteknisk Forlag.
- Danmarks Geologiske Undersøgelse (1988): H-5, BOTESAM, Projekt H5 fase 3 og 4, Vejen losseplads, statusrapport august 1988, Lossepladsprojektet.
- Dansk Hydraulisk Institut (1989): Hydrological Computerized Modelling System (SHE). Users guide and documentation, Hørsholm, 1989.
- Dansk Hydraulisk Institut (1989): System 3, A three-dimensional hydrodynamic model.
- Dansk Hydraulisk Institut (1990): SHE users guide.
- Dax, A. (1987): A note on the analysis of slugtests. *J. of Hydrol.*, 91, 153-177
- DGU (1989): Notat vedr. slugtests. Danmarks Geologiske Undersøgelse, Hydrogeologisk Afd. December 1989.
- DGU (1990a): Supplement til notat af 21.12.1989 vedr. slugtests. Danmarks Geologiske Undersøgelse, Hydrogeologisk Afd. Februar 1990.

- DGU (1990b): Notat vedr. slugtest i injektionsfelt. Danmarks Geologiske Undersøgelse, Hydrogeologisk Afd. April 1990.
- Frederiksen, P. B. (juni 1989): Foreløbig statusrapport. Projekt H0. Lossepladsprojektet, ITG, DTH.
- Gravesen, P. (1989): Undersøgelser ved Vejen losseplads. Geologiske forhold. Rapport H10, Lossepladsprojektet.
- Hovmark-Nielsen, N. (1987): En regional geologisk model for området ved Vejen. Rapport H0-1, Lossepladsprojektet.
- Jensen, K. Høgh (1983): Simulation of water flow in the unsaturated zone including the root zone. Institute of Hydrodynamics and Hydraulic Engineering. Technical University of Denmark. Series Paper 33.
- Kipp, K.L. (1987): A computer code for simulation of solute transport in three-dimensional groundwater flow systems. U.S. Geological Survey Water Resources Investigations Report.
- Kjeldsen, P. (1990): Perkolatkarakterisering. Rapport P3, Lossepladsprojektet.
- Konikow, L.F. and J. D. Bredehoeft (1978): Computer model of two-dimensional solute transport and dispersion in ground water. Techniques of water-resources investigations of the United States Geological Survey, Book 7, Chapter C2.
- Kristiansen, H. og Laier, T. (1990): Undersøgelse ved Vejen losseplads. Uorganisk grundvandskvalitet. Rapport H13, Lossepladsprojektet.
- Larsen, F. og Andersen, L.J. (1987): Botesam. Projekt H5 fase 1 og 2. Vejen losseplads. Statusrapport, nov. 1987.
- Larsen, F. (1988): H-5 Botesam. Projekt H5 fase 3 og 4. Vejen losseplads. Statusrapport, aug. 1988.
- Madsen, Peter (1989): Mundtlig og skriftlig korrespondance. Ribe Amt, 1989.
- Nielsen, A-M. (1990). Undersøgelser ved Vejen Losseplads: Potentialeforhold. Rapport H6, Lossepladsprojektet.
- Rambøll & Hannemann (1989). Grindsted gl. losseplads. Skitseprojektering af afværgeforslag.
- Thomas, R.G. (1973): Groundwater models. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Irrigation and Drainage Paper 21.

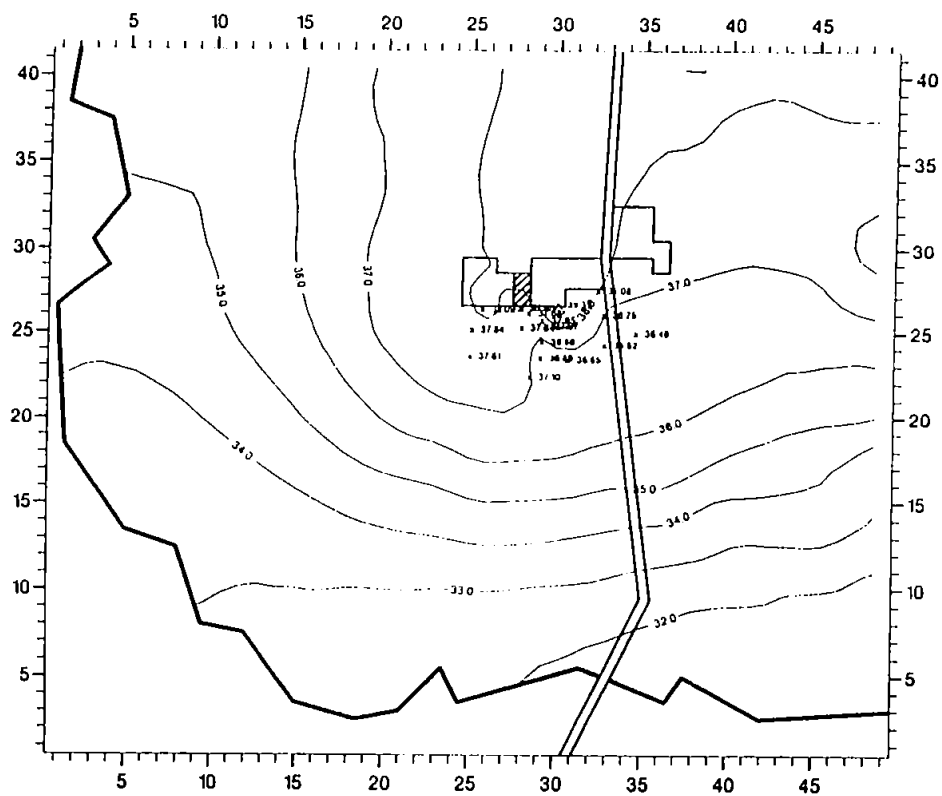
B I L A G

I dette bilag er der for samtlige pejlerunder optegnet potentialekort over hele området omkring Vejen losseplads. Ud over de observerede grundvandsstande er også vandstanden i Vejen Å medregnet, for at kunne etablere et potentialebillede, som strækker sig ud over det område, som borerne dækker.

I nedenfor stående figur er de forskellige signaturer, som er anvendt, forklaret.

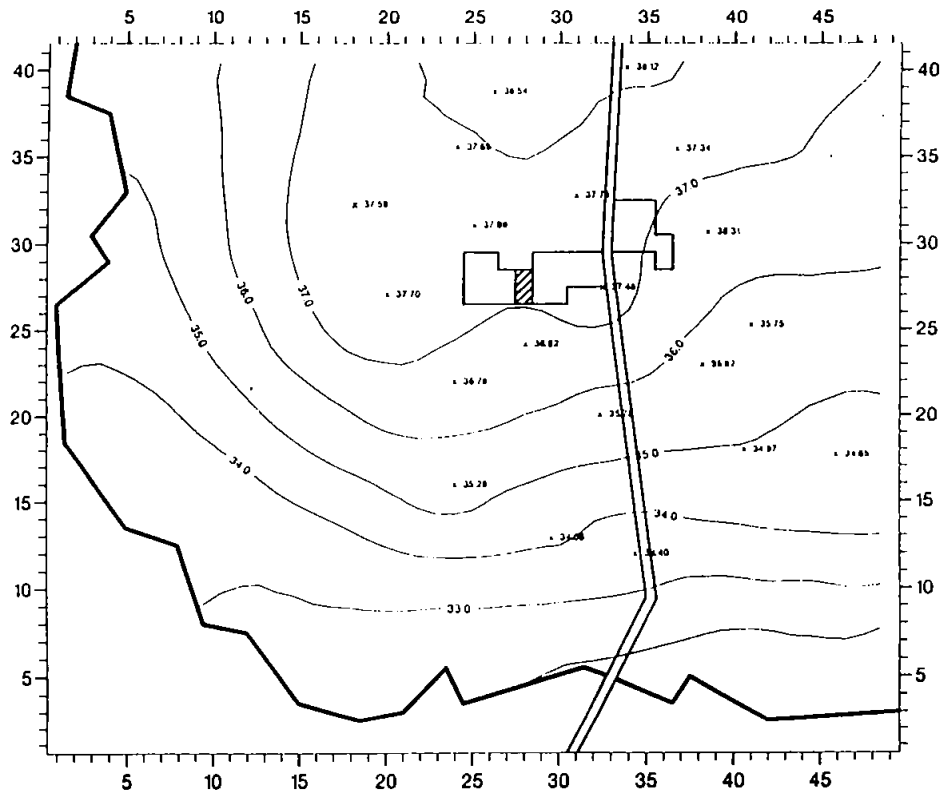


Pejlet 31/3 1987

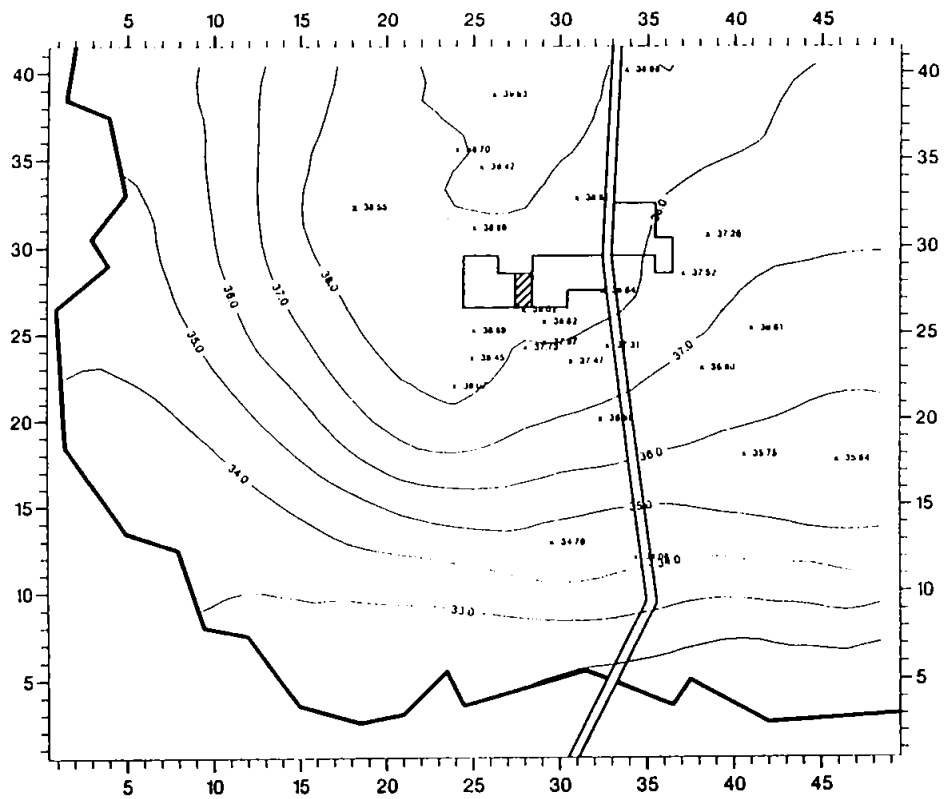


B1-4

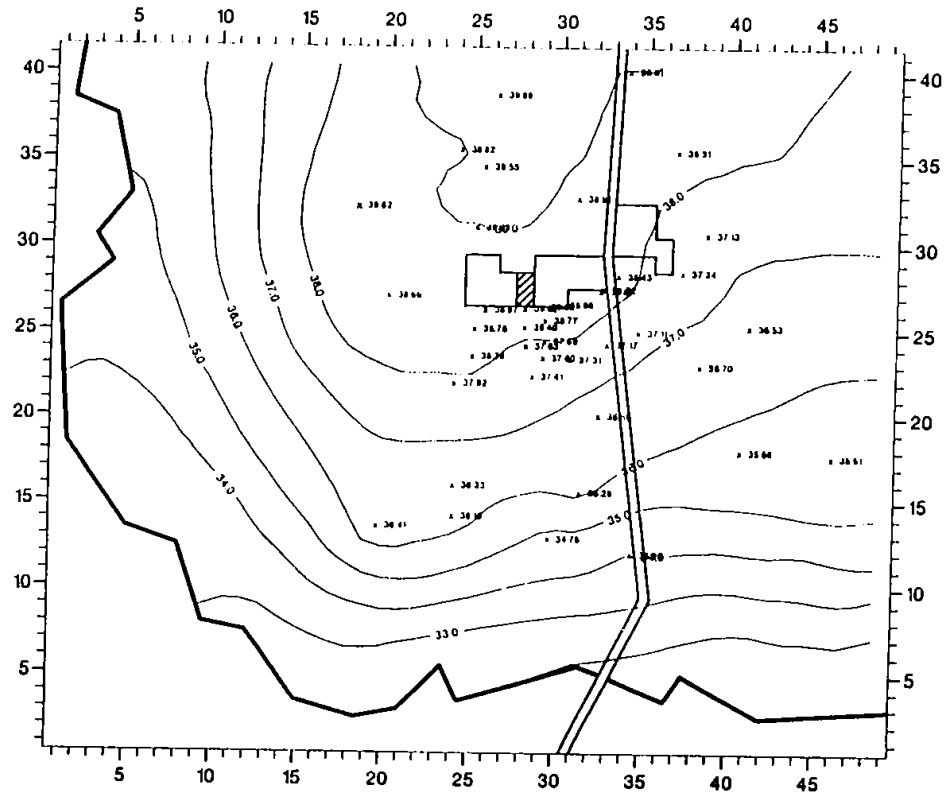
Pejlet 9/8 1987



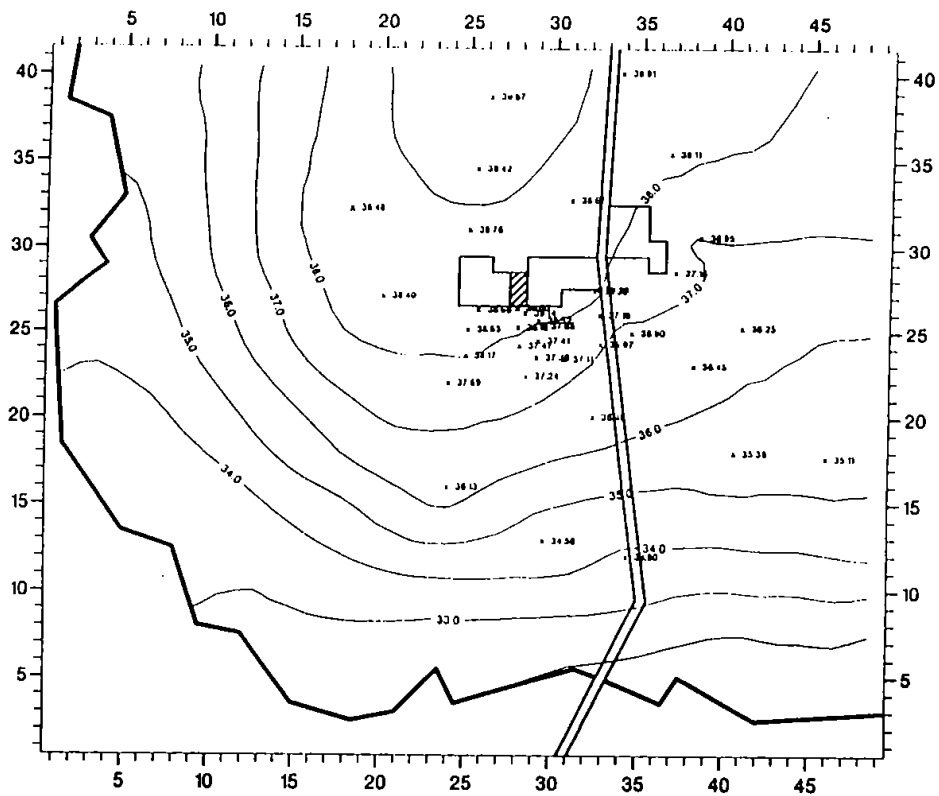
Pejlet 16/2 1988



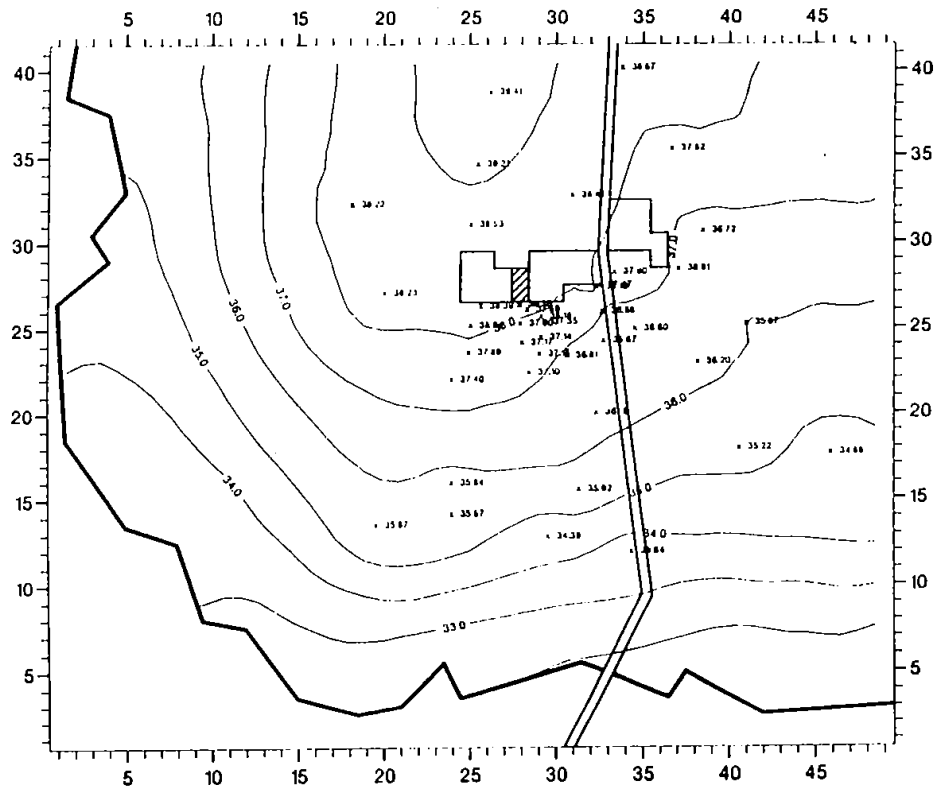
Pellet 11/4 - 13/4 1988



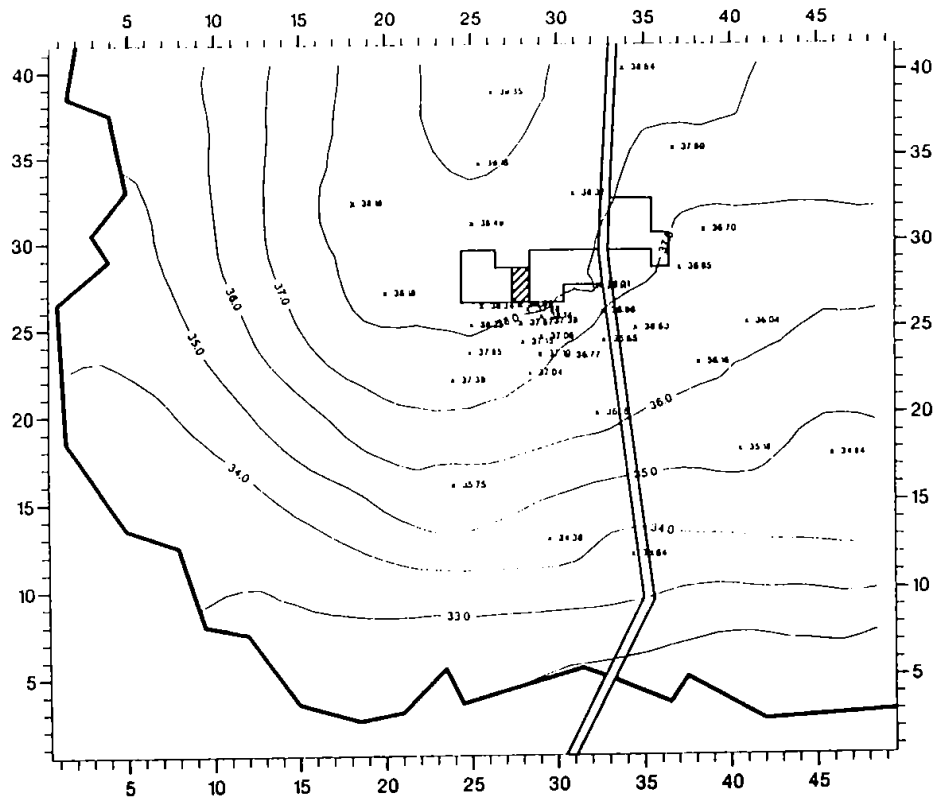
Pellet 2/5 1988



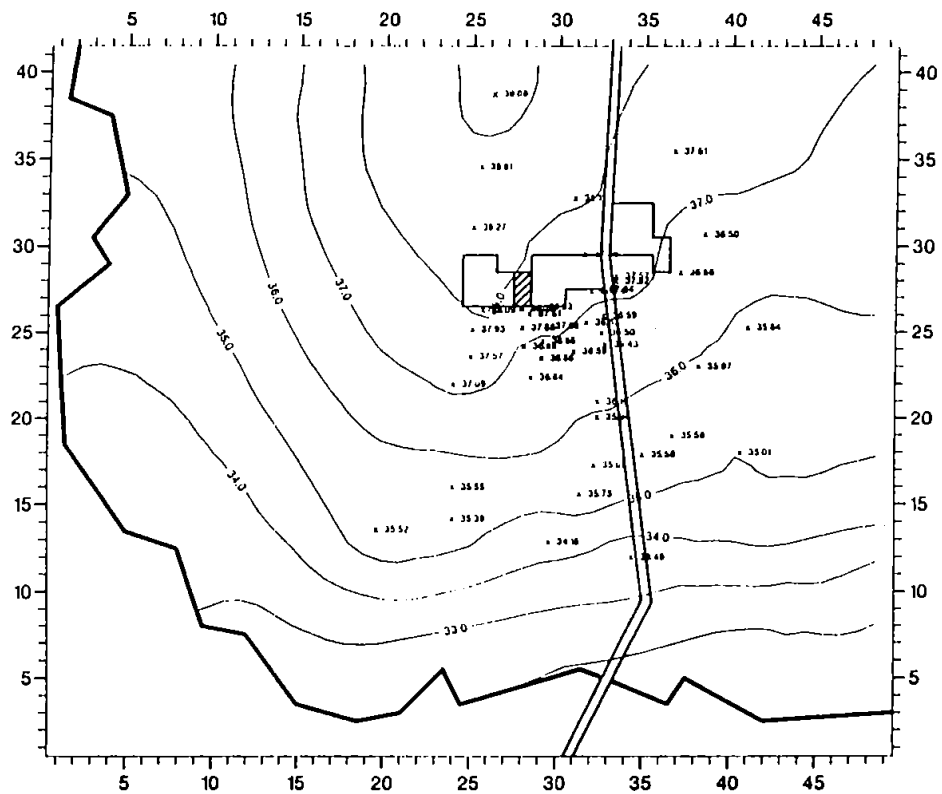
Pejlet 1/6 - 2/6 1988



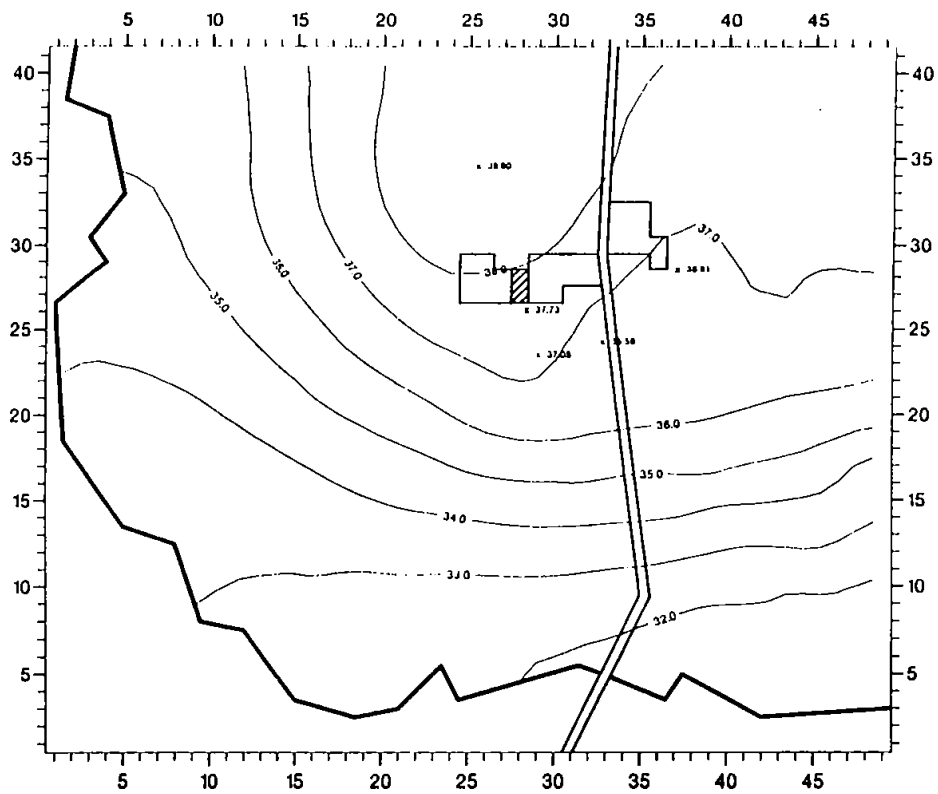
Pejlet 7/6 1988



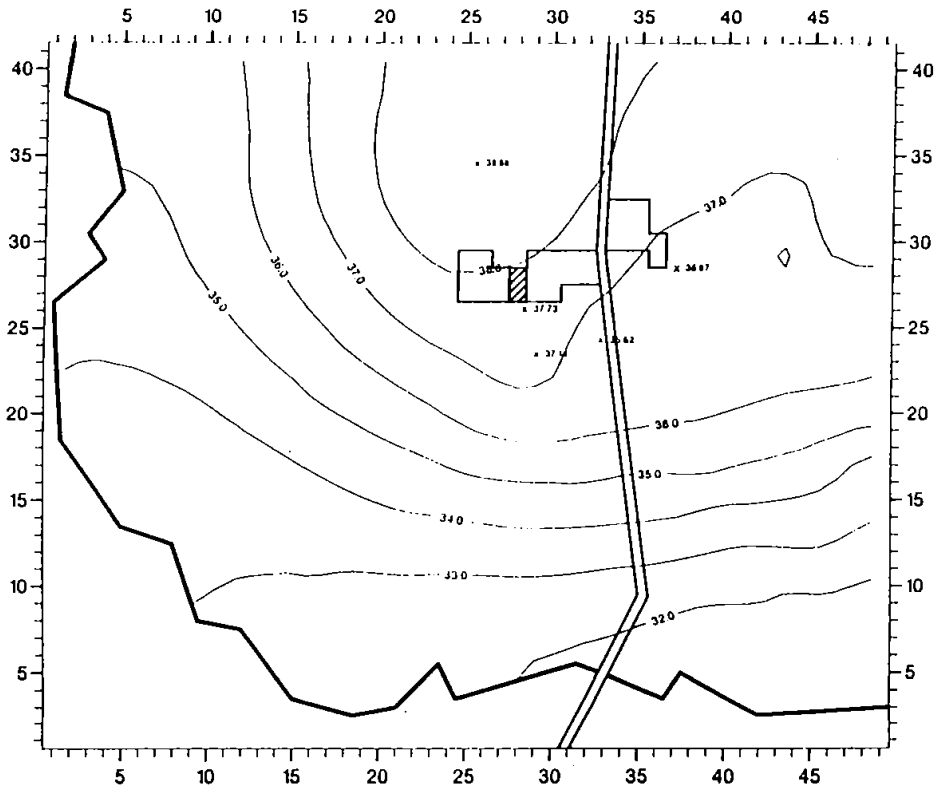
Pejlet 12/7 1988



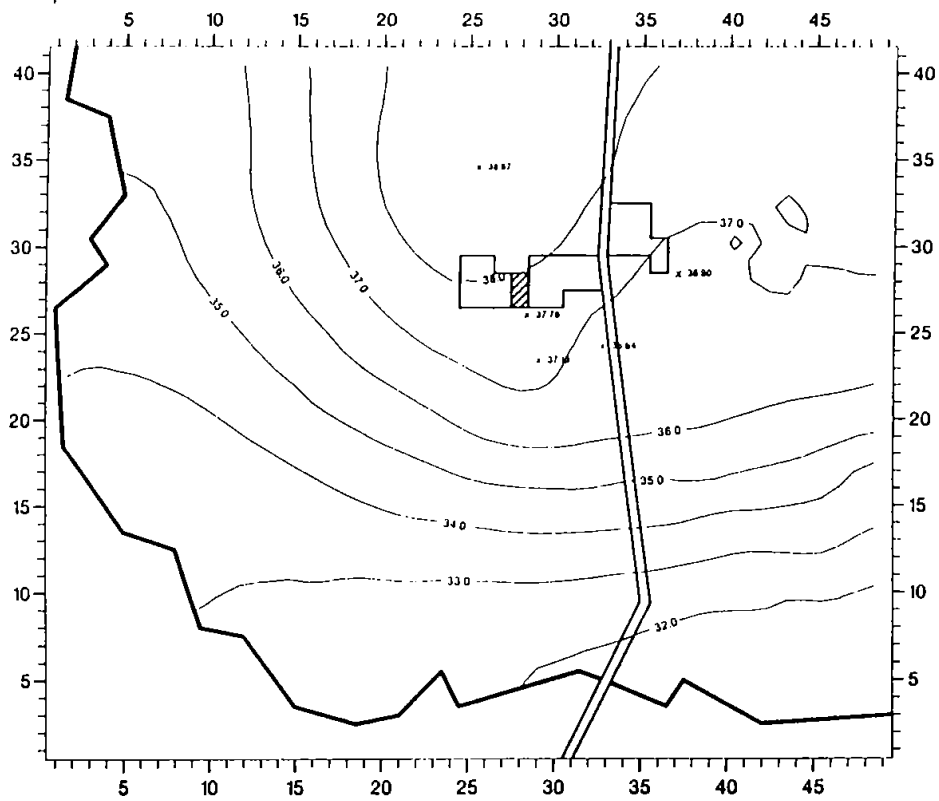
Pejlet 20/7 1988



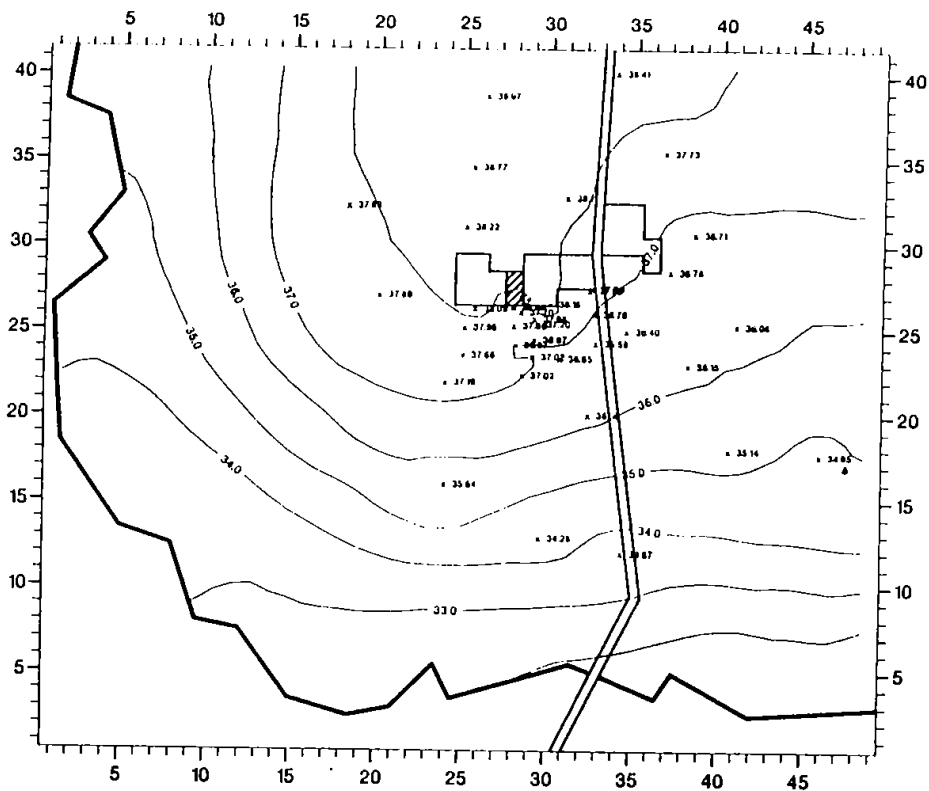
Pejlet 27/7 1988



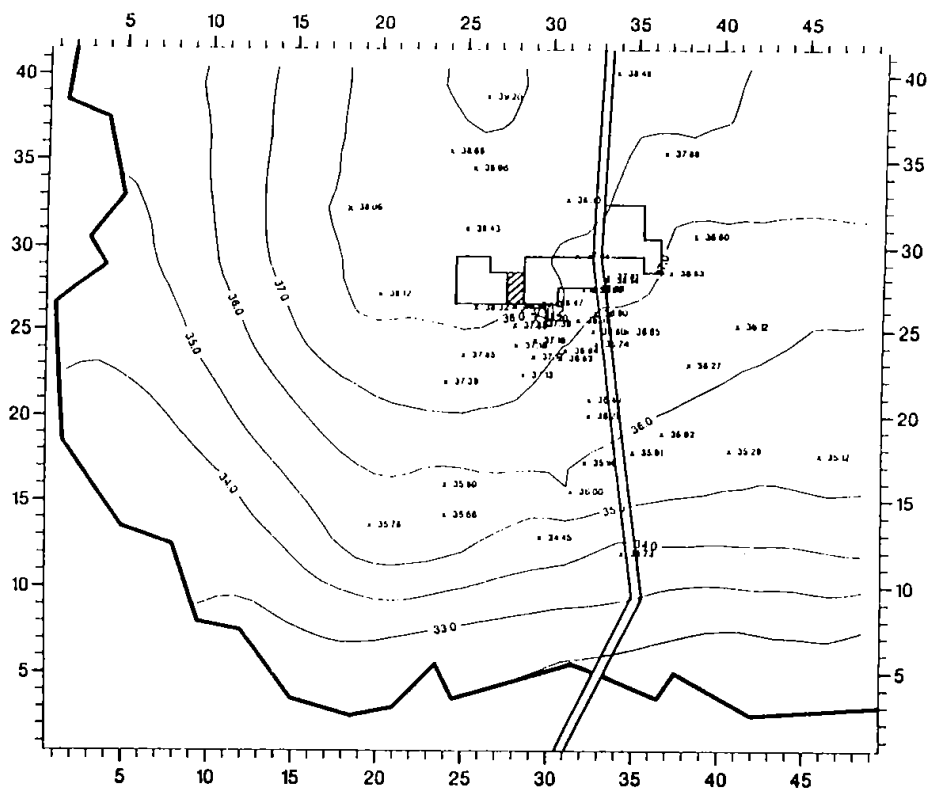
Pejlet 3/8 1988



Pejlet 5/9 1988

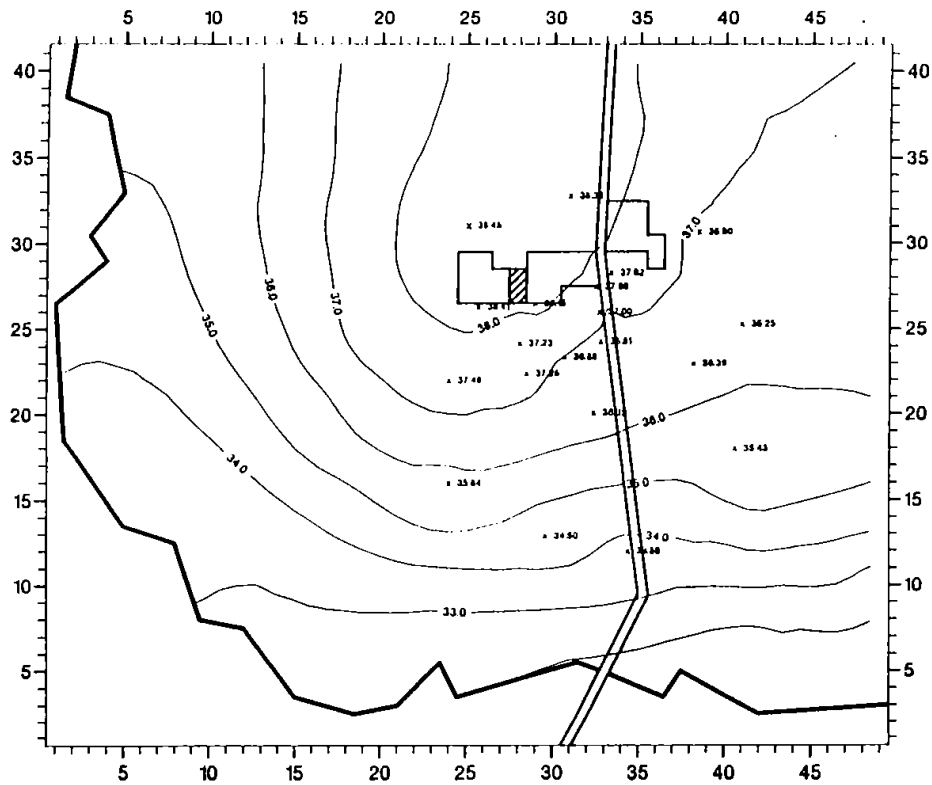


Pejlet 23/11 - 24/11 1988

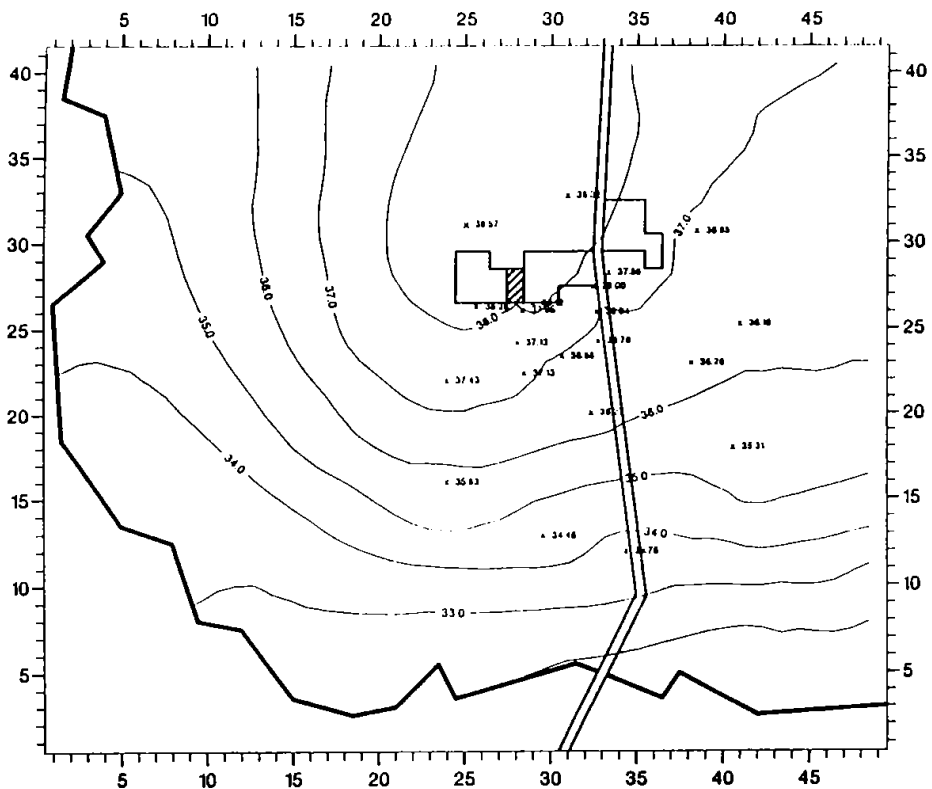


B1-10

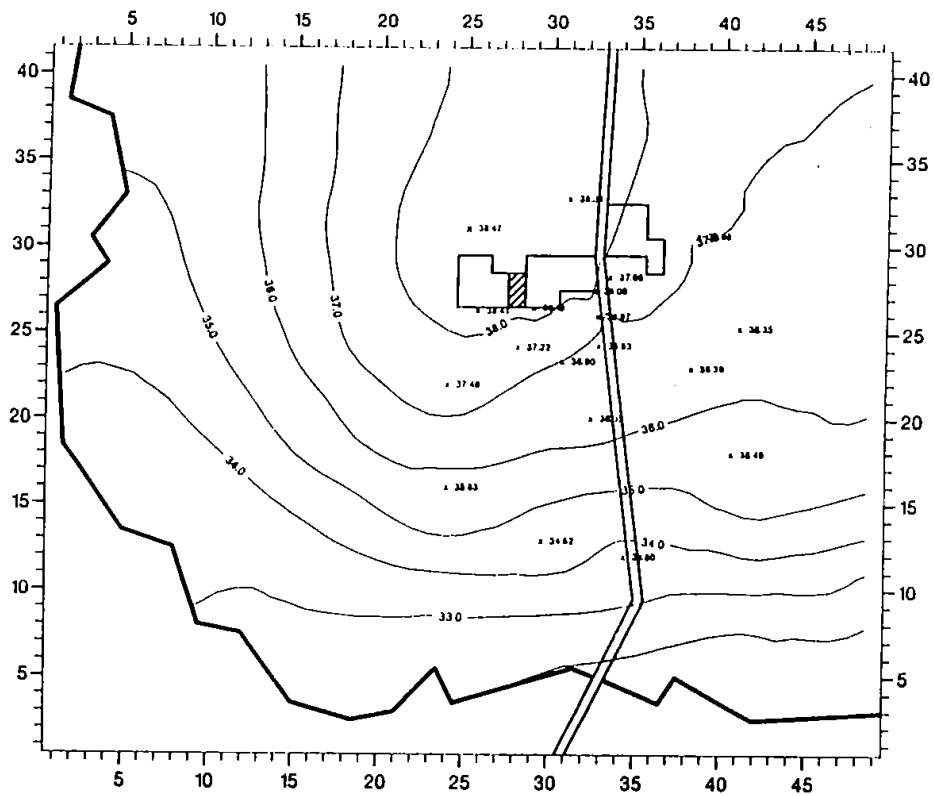
Pejlet 12/12 1988



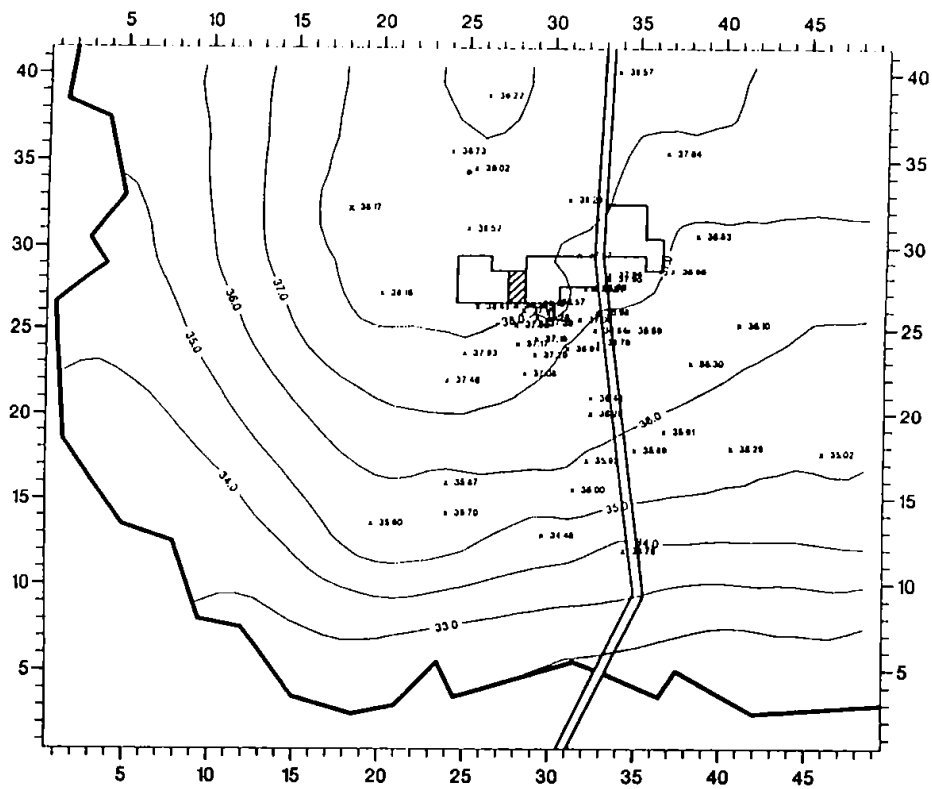
Pejlet 23/1 1989



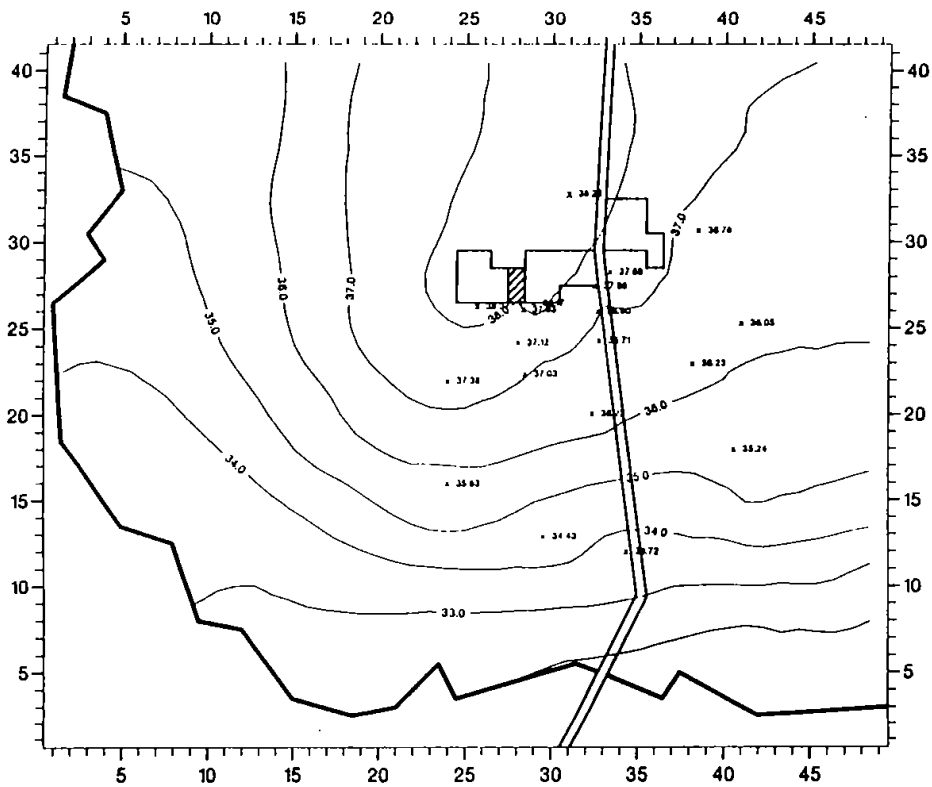
Pejlet 15/3 1989



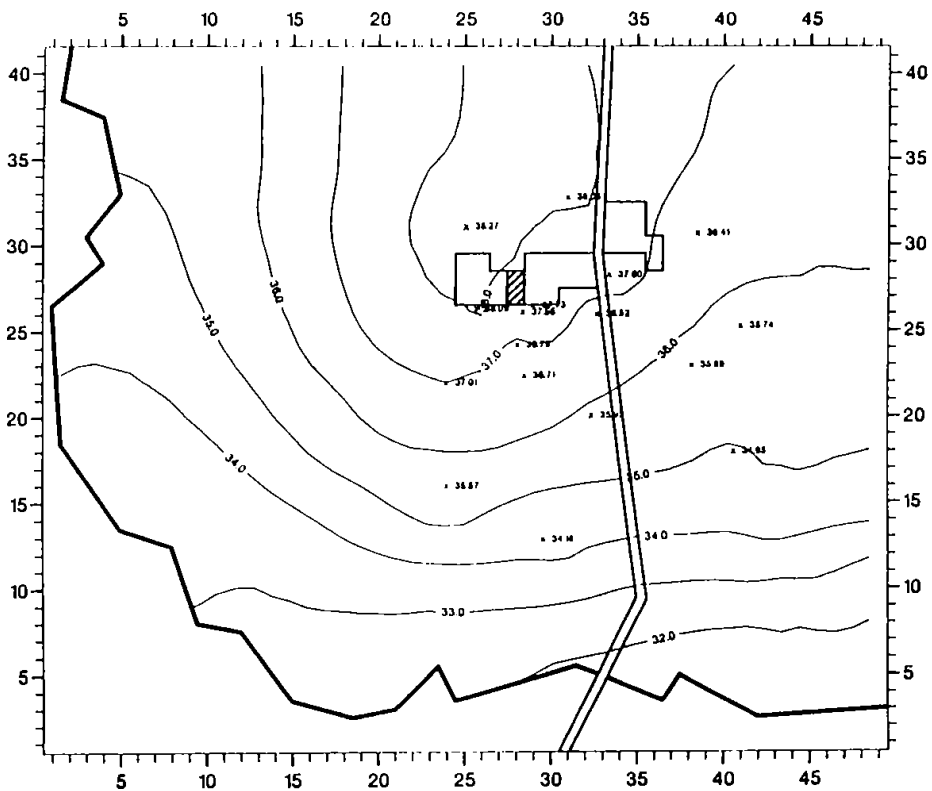
Pejlet 24/4 - 27/4 1989



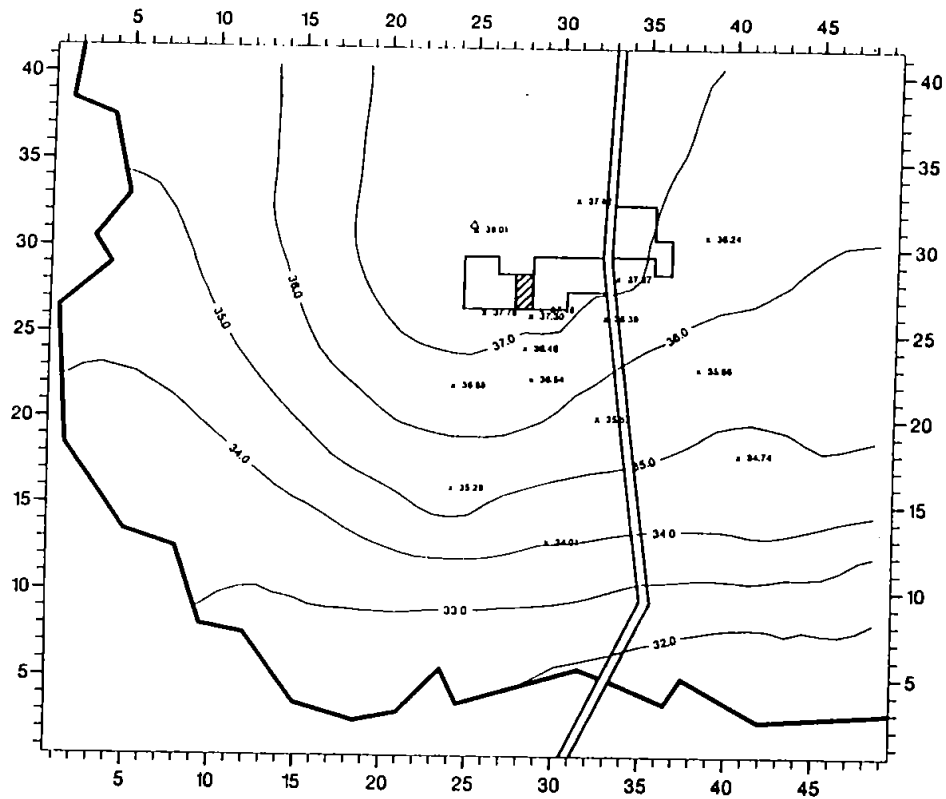
Pejlet 2/5 1989



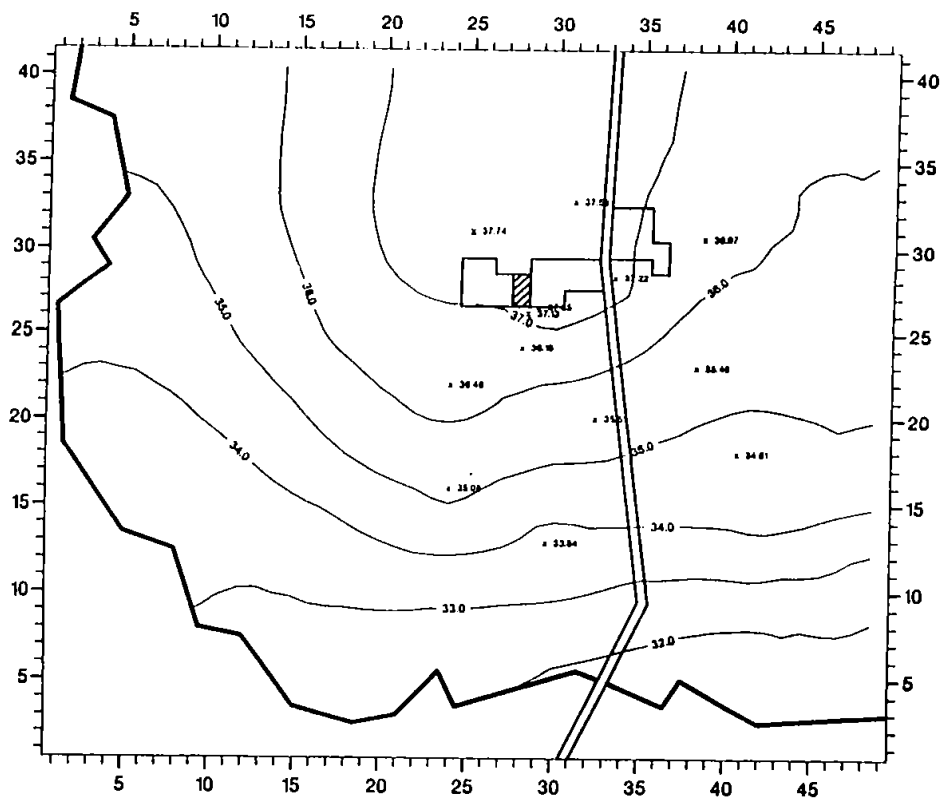
Pejlet 14/6 1989



Pejlet 24/7 1989



Pejlet 5/9 1989



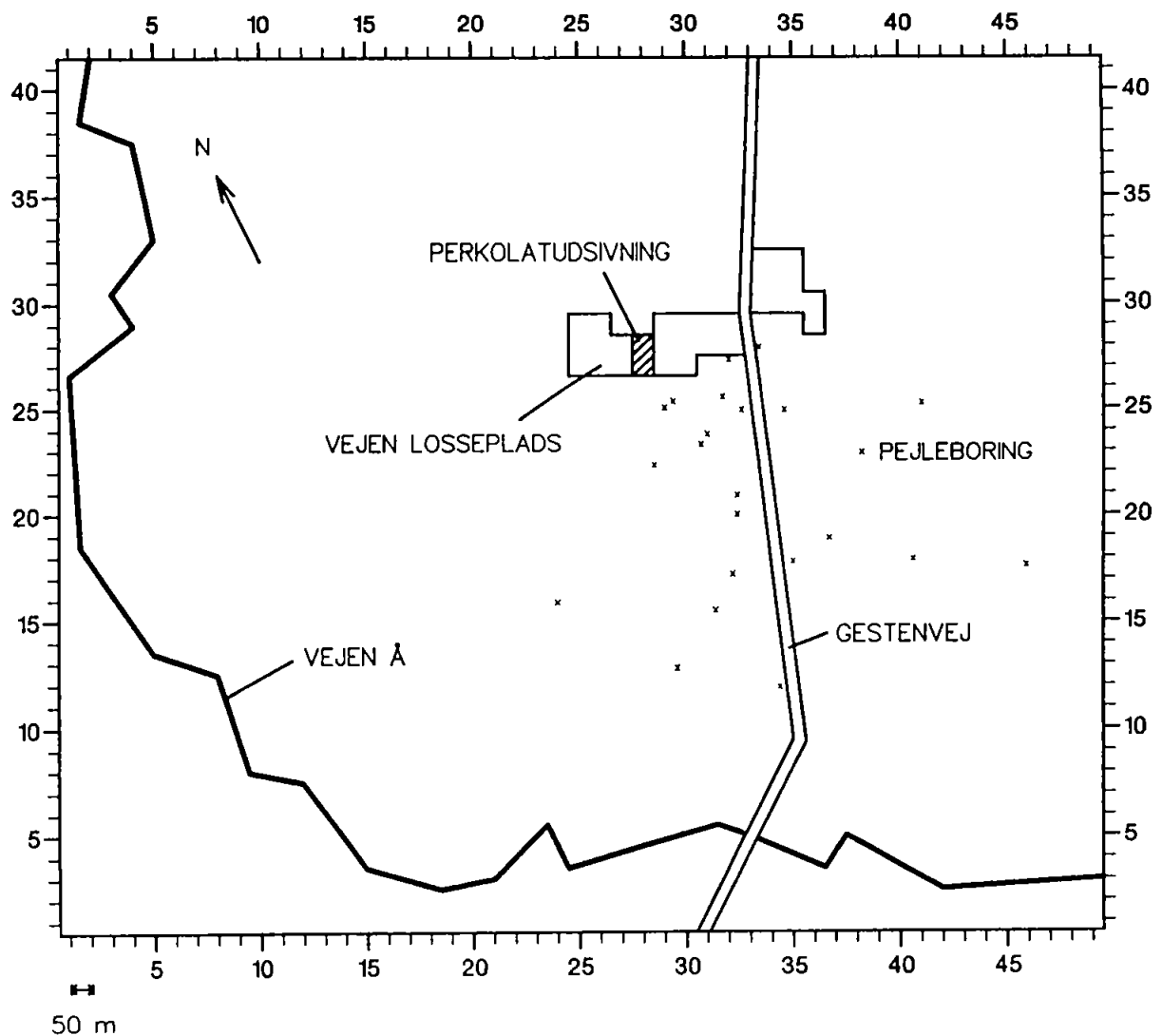
B2-1

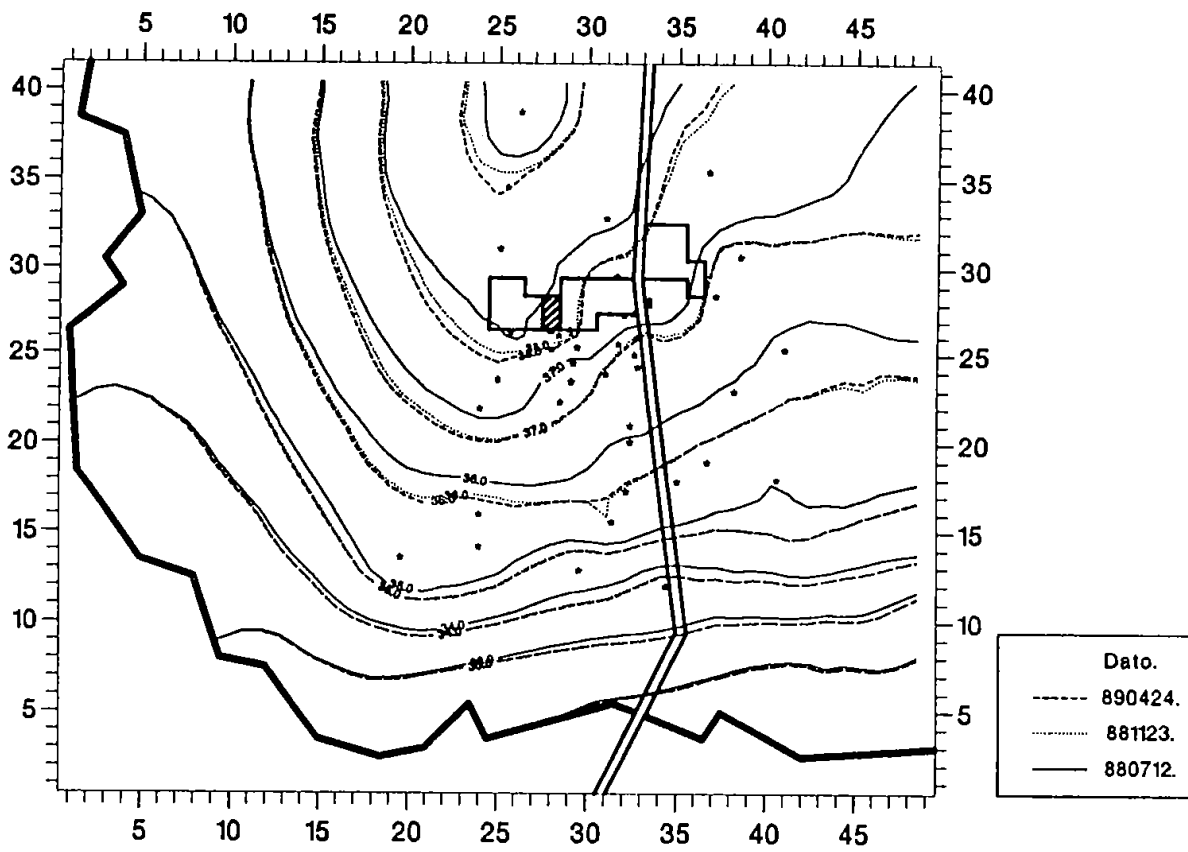
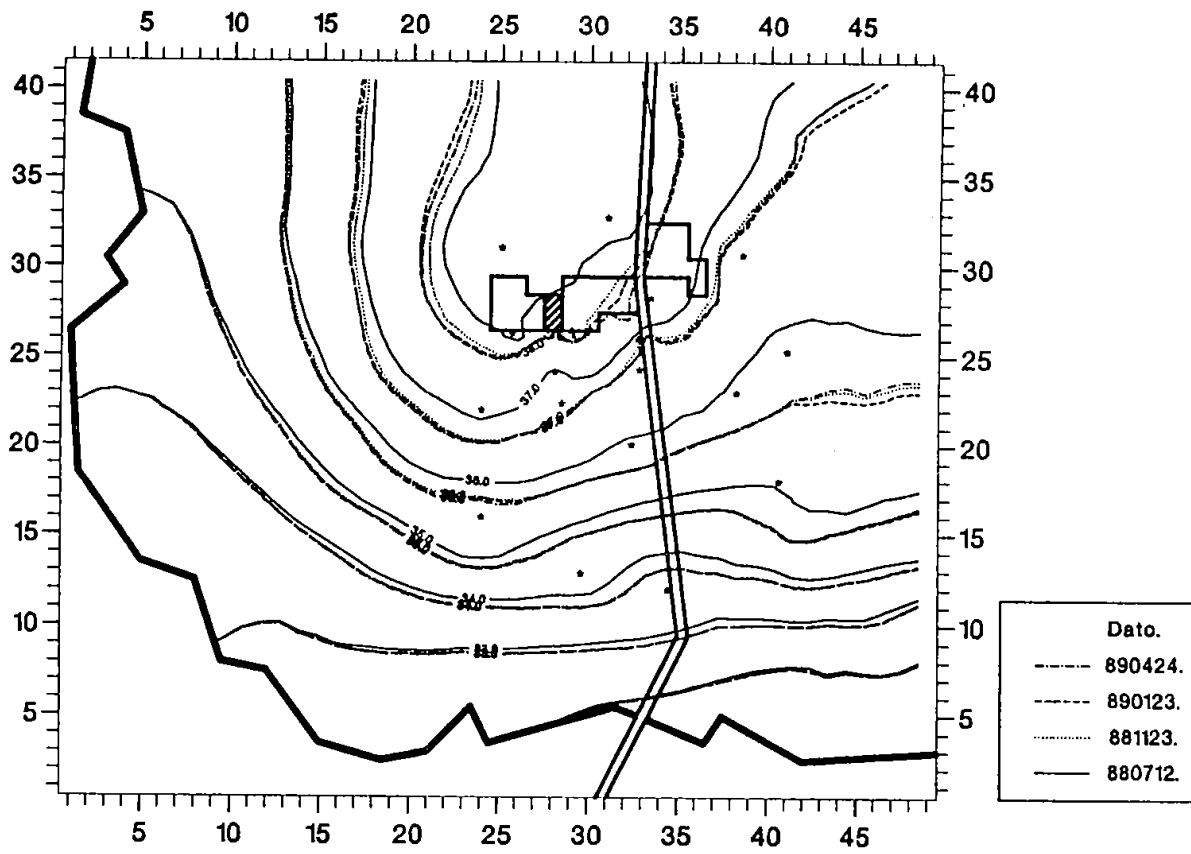
BILAG 2

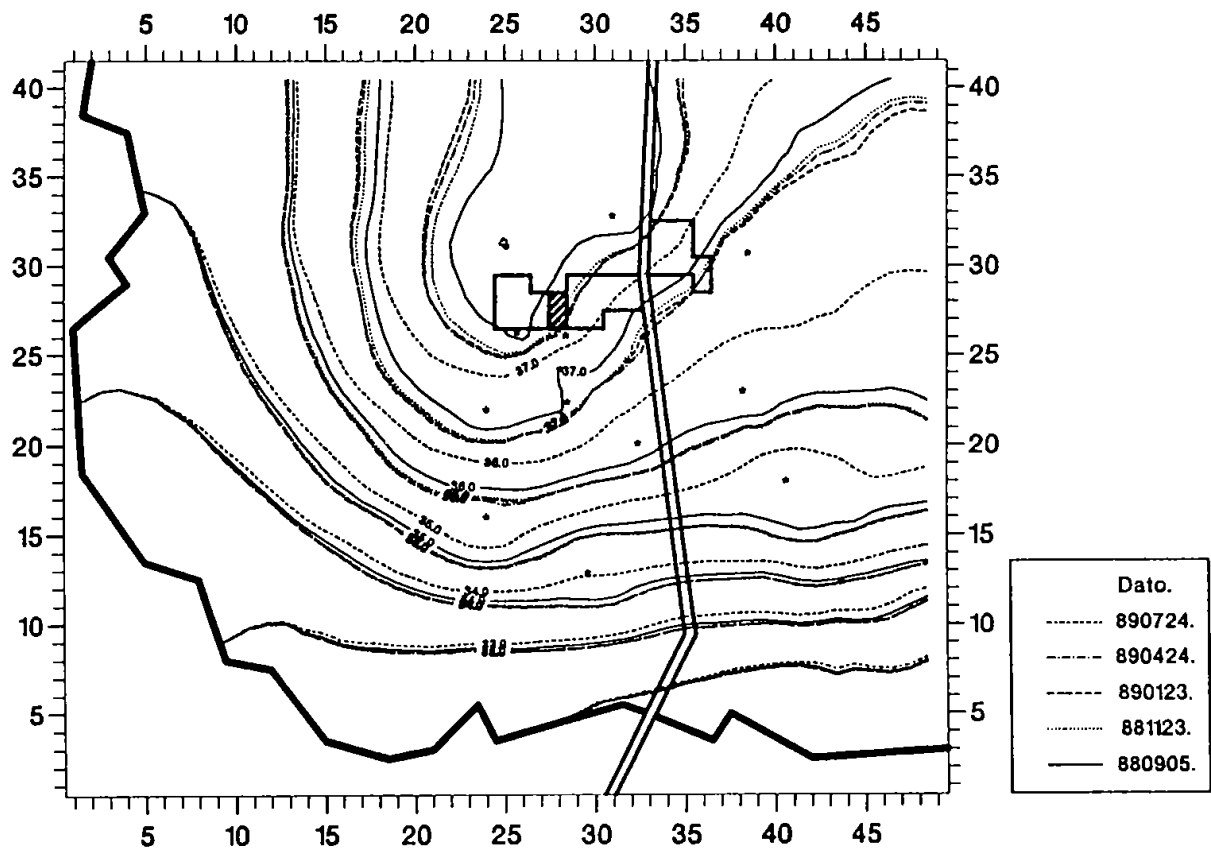
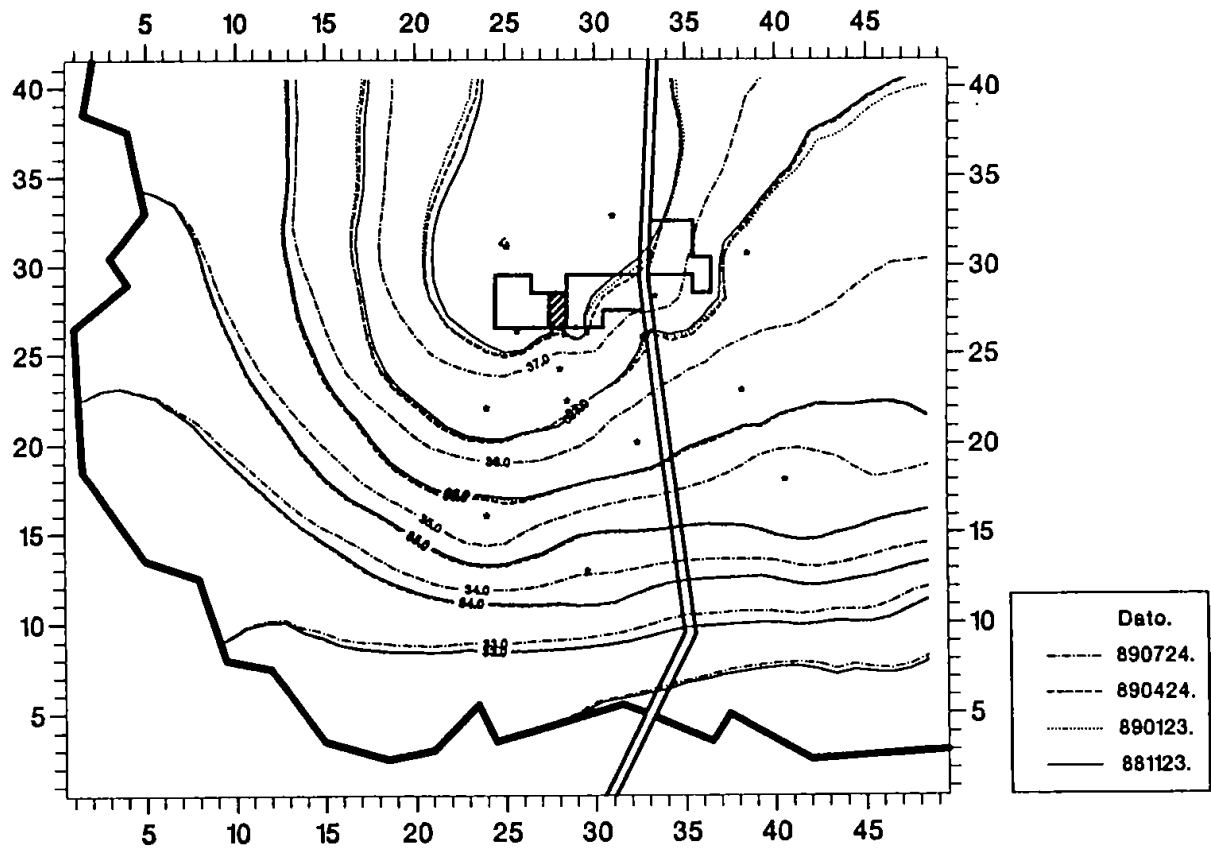
**Potentialekort optegnet på grundlag
af gennemgående borer.**

Dette bilag indeholder interpolerede potentialekort til forskellige tidspunkter, optegnet på grundlag af samme sæt boringer.

I nedenfor stående figur er de forskellige signaturer, som er anvendt, forklaret.







B3-1

BILAG 3

Digitalisering af geologiske model.

Nærværende bilag indeholder den numeriske repræsentation af den geologiske model i form af udtegnings af de digitaliserede profiler og udtegnings af den horisontale udbredelse af hver linsetype, som den repræsenteres i et 25 m x 25 m model setup.

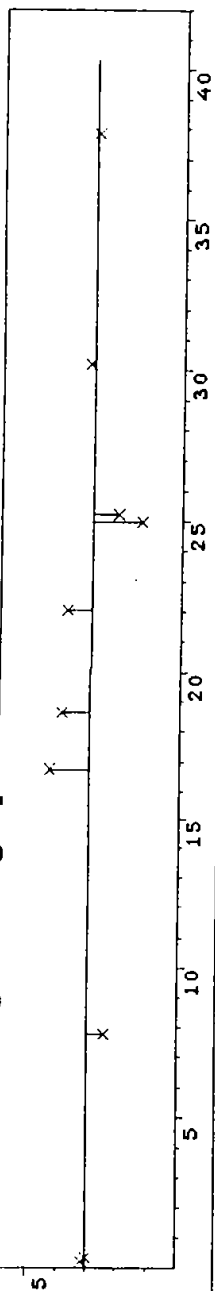
Linsenumrene i de udtegnede profiler refererer til flg. jordtype:

Linse nr.	Jordart
1	ler
2	ler
3	ler
4	ler
5	grus
6	ler
7	sand/silt
8	tørv/grus

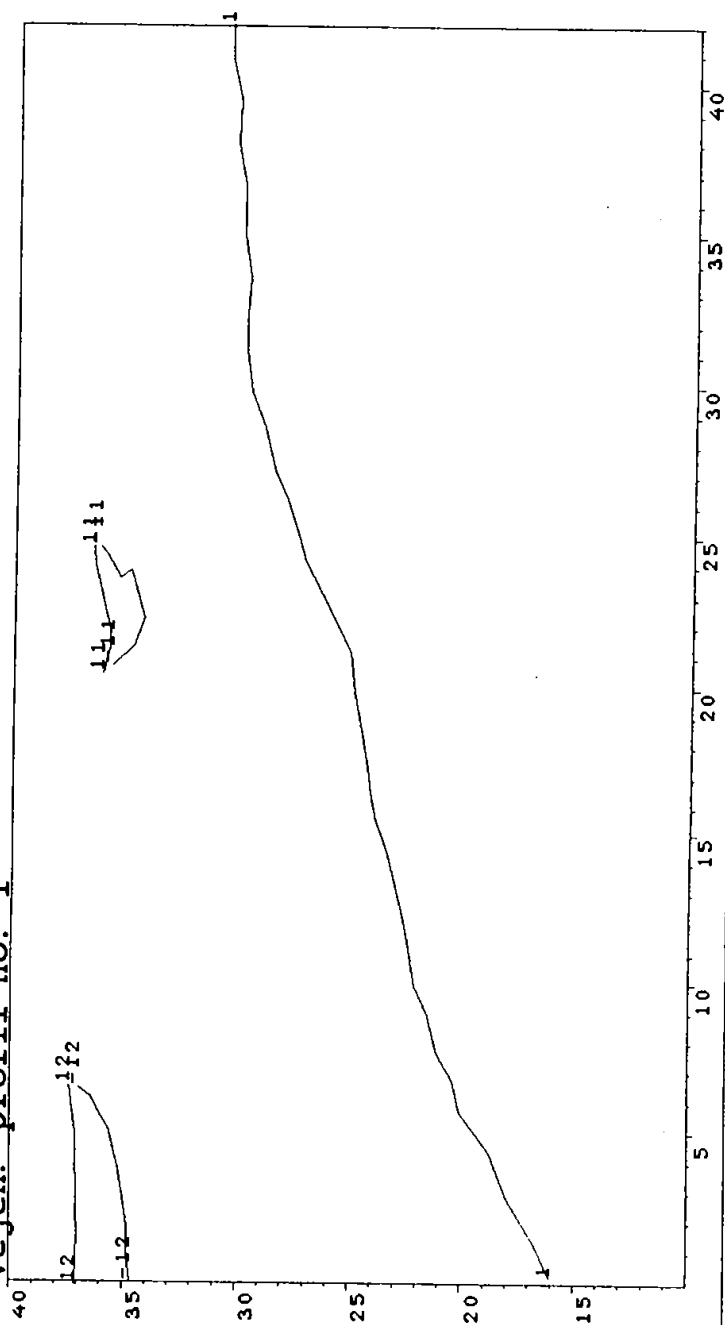
For hvert af de optegnede profiler gælder:

- venstre akse angiver koten i meter
- nederste akse angiver afstanden i enheden 2.5 meter.
- profilerne er digitaliseret, som de er udtegnet fra DGU, d.v.s. primært nord-syd og vest-øst
- over- og underside af hver linse er markeret med henholdsvis positive og negative numre, således at linsetype 1 bruger 11,-11, linsetype 2 bruger 12,-12 o.s.v.
- oversiden af det "impermeable" lag er markeret med '1'.

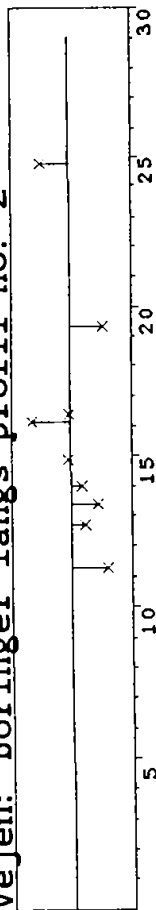
Vejen: boringer langs profil no. 1



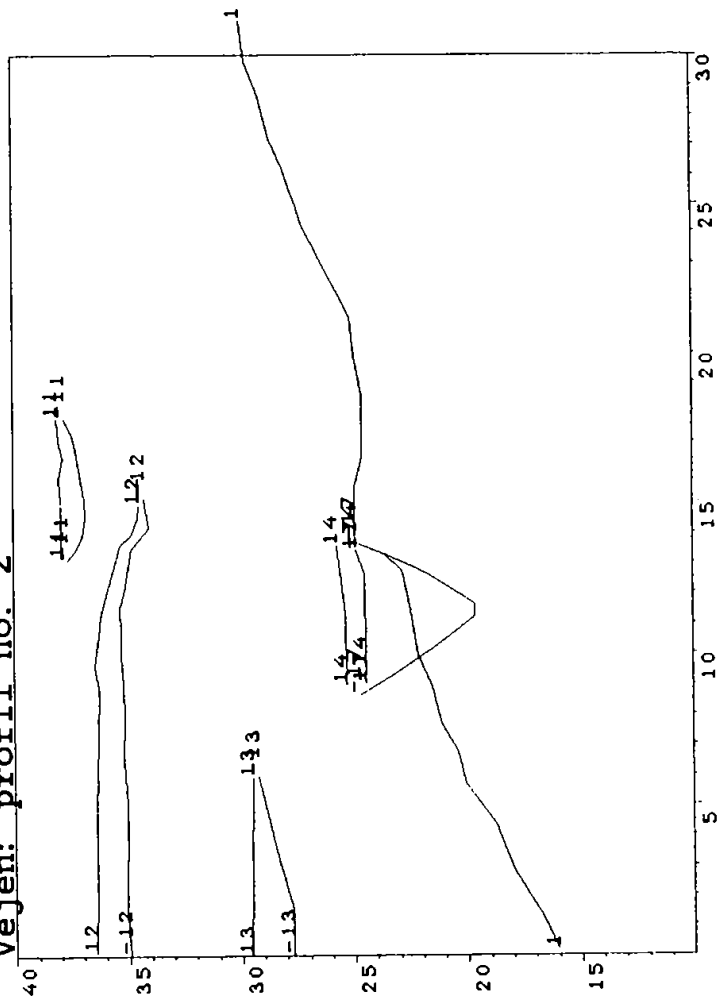
Vejen: profil no. 1



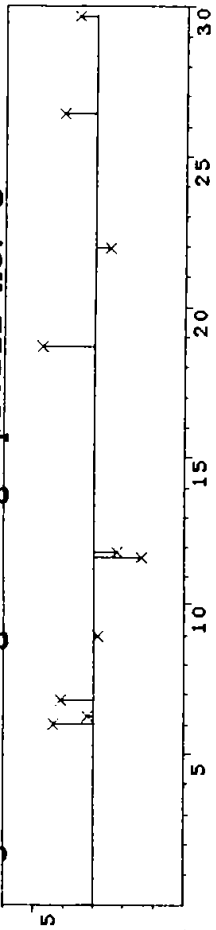
Vejen: borer langs profil no. 2



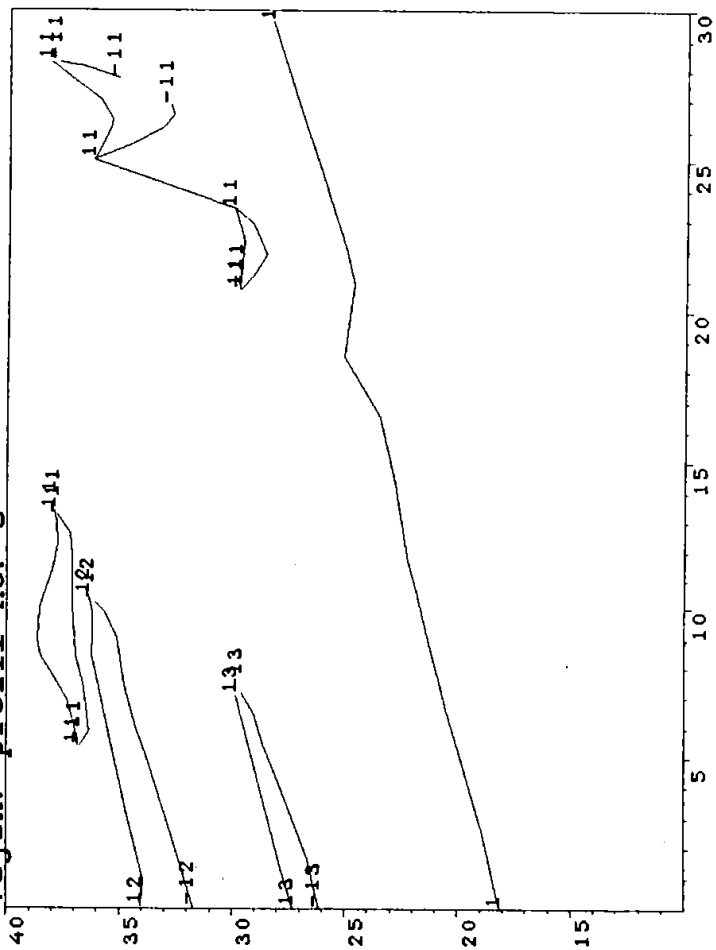
Vejen: profil no. 2



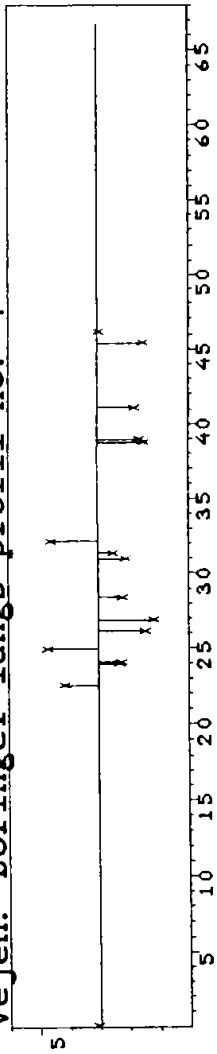
Vejen: boringer langs profil no. 3



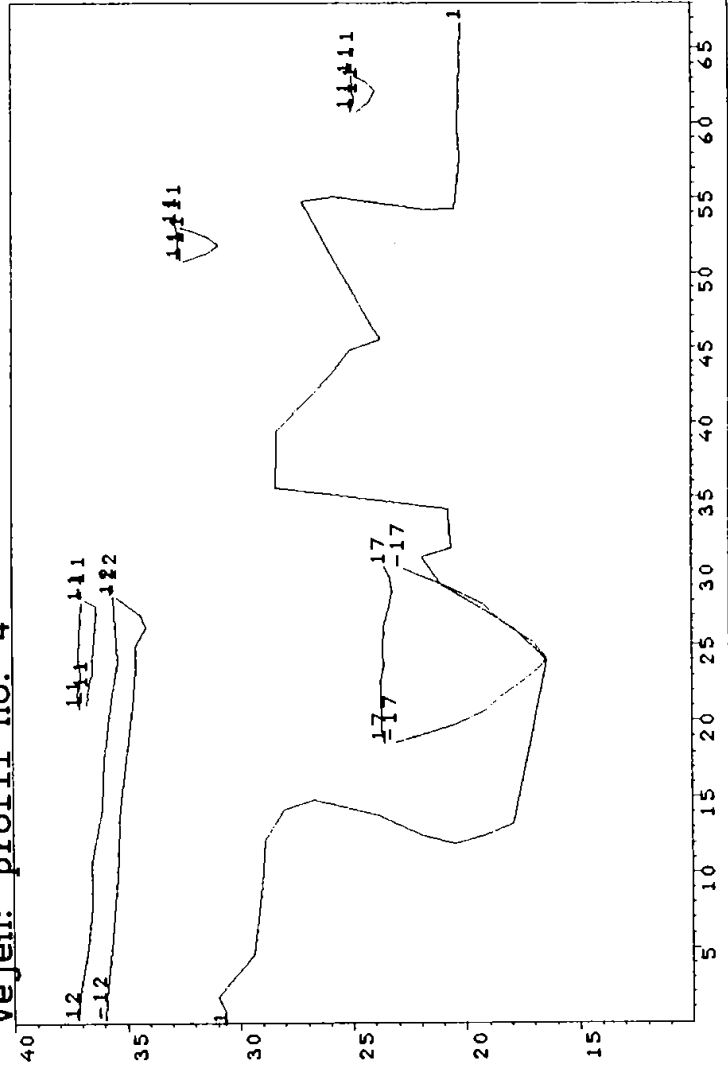
Vejen: profil no. 3



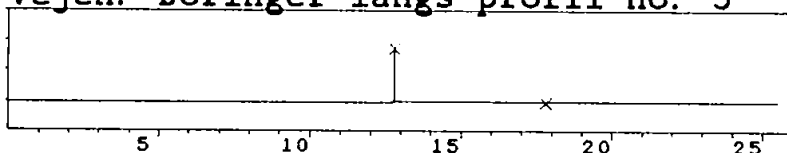
Vejen: boringer langs profil no. 4



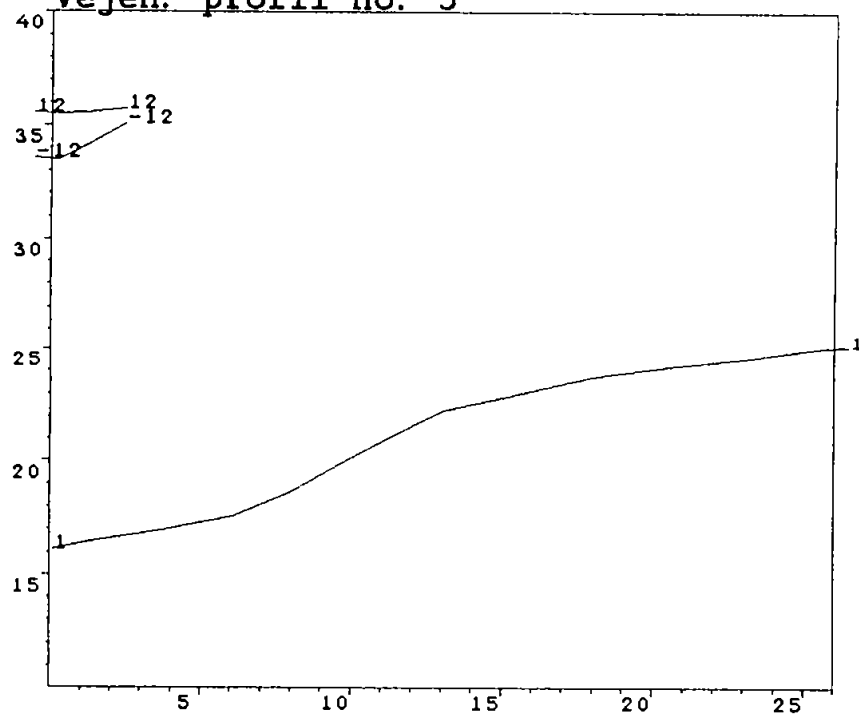
Vejen: profil no. 4



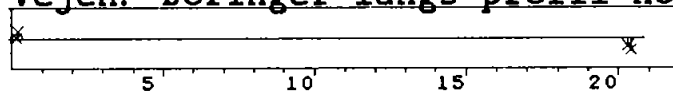
Vejen: boringer langs profil no. 5



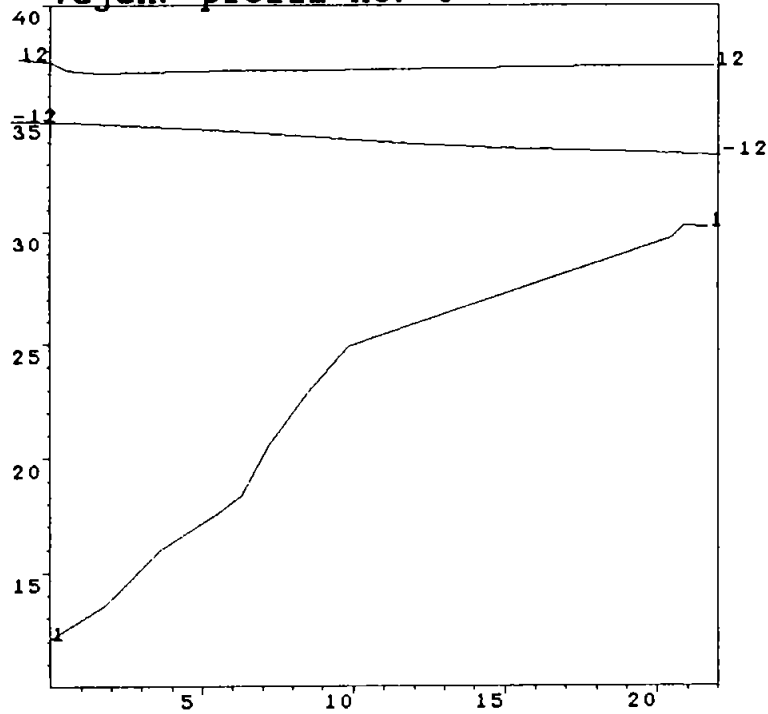
Vejen: profil no. 5



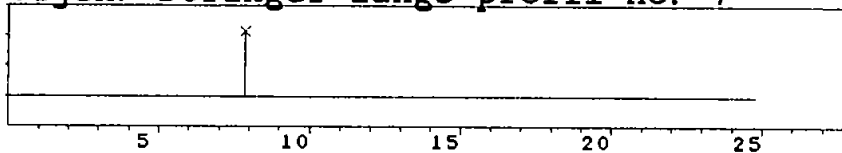
Vejen: borer langs profil no. 6



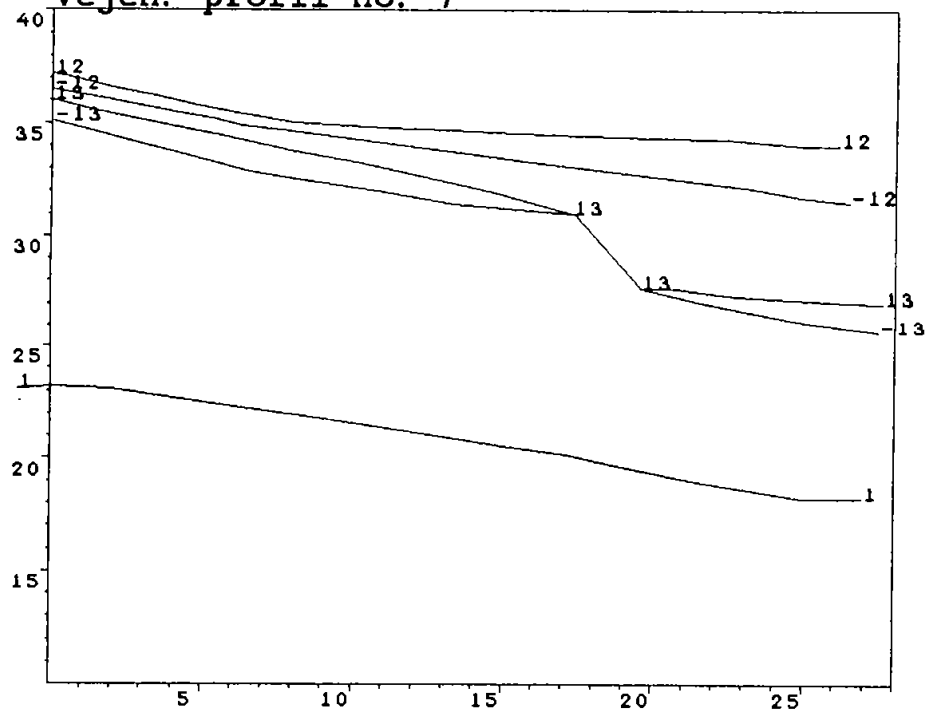
Vejen: profil no. 6



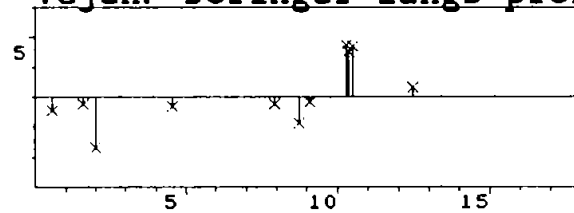
Vejen: borer langs profil no. 7



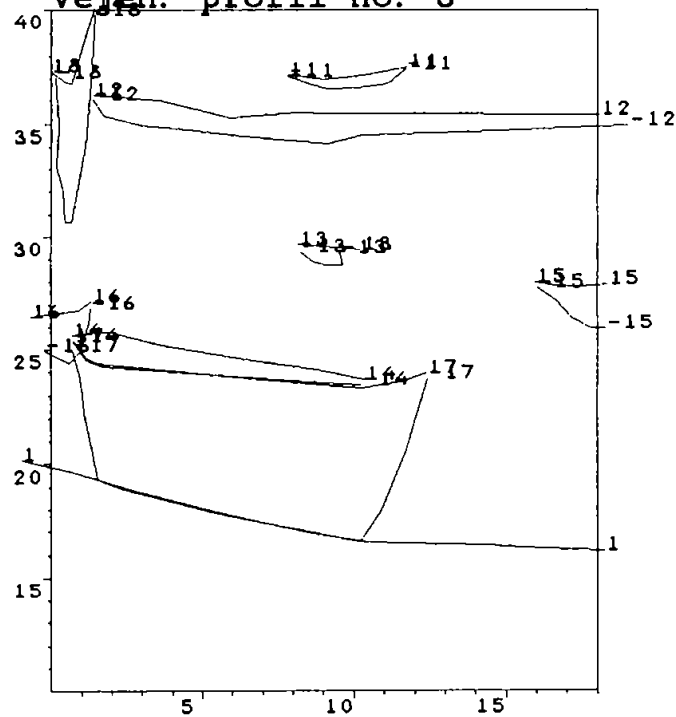
Vejen: profil no. 7



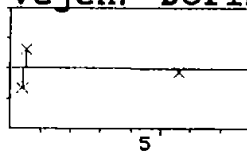
Vejen: borerings langs profil no. 8



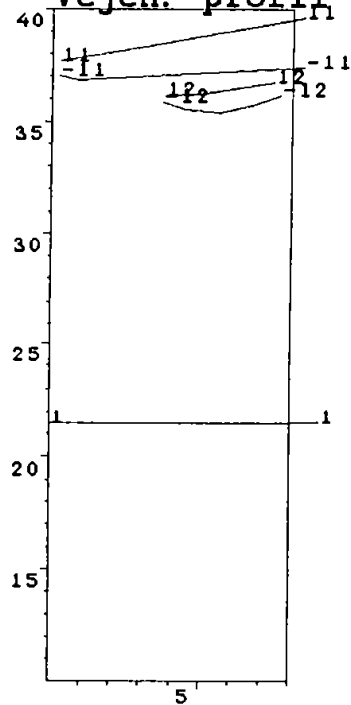
Vejen: profil no. 8



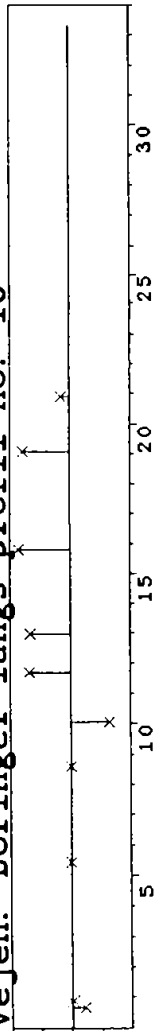
Vejen: boringer langs profil no. 9



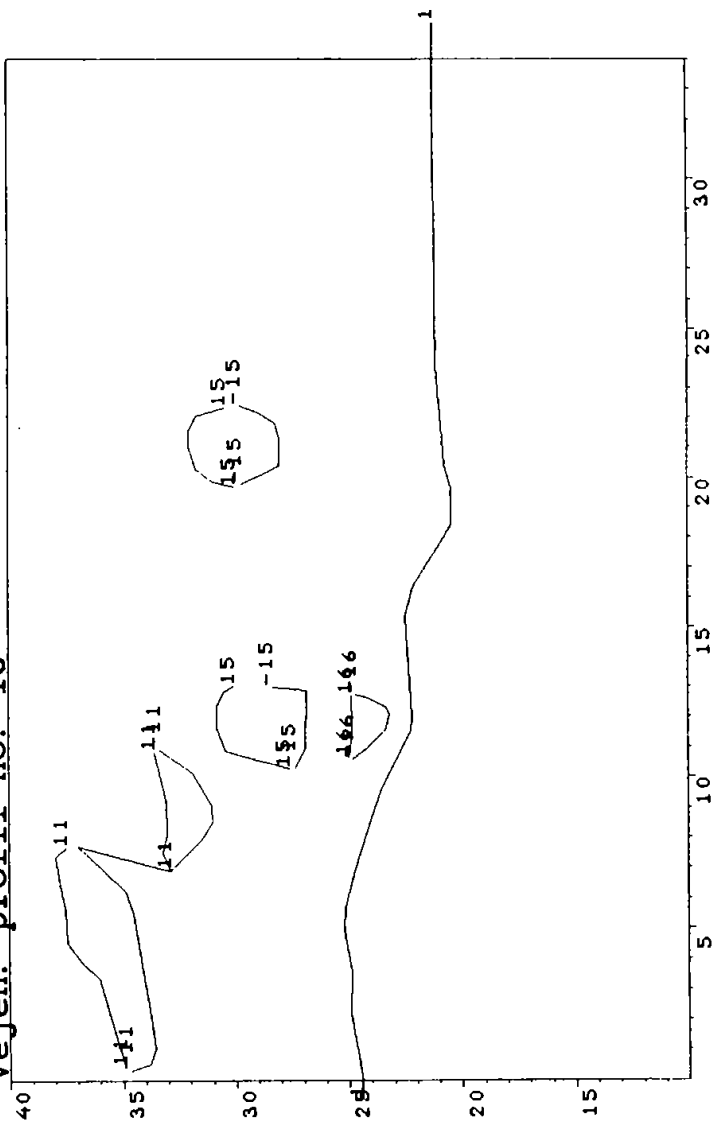
Vejen: profil no. 9



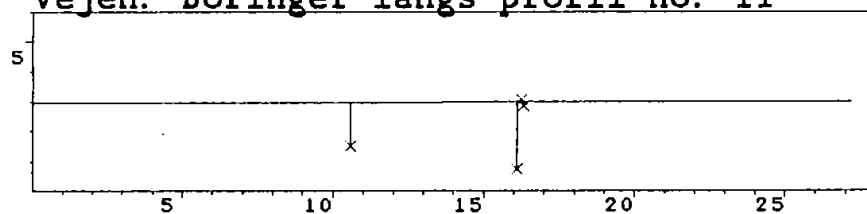
Vejen: borer langs profil no. 10



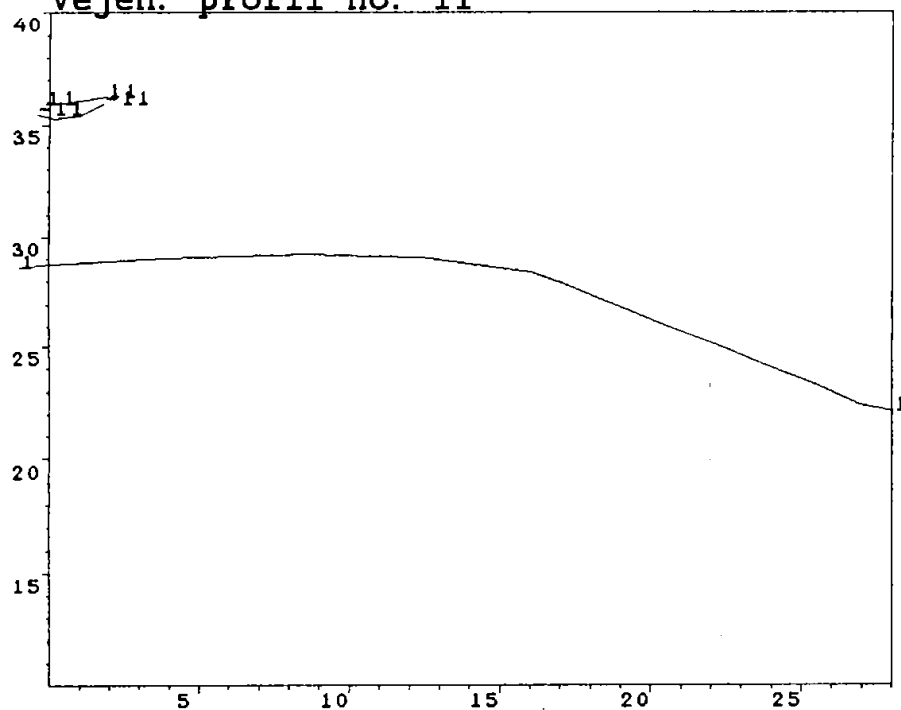
Vejen: profil no. 10



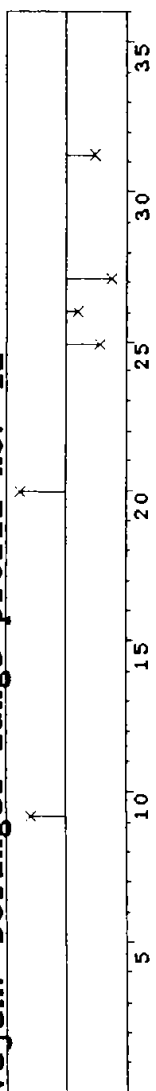
Vejen: borerings langs profil no. 11



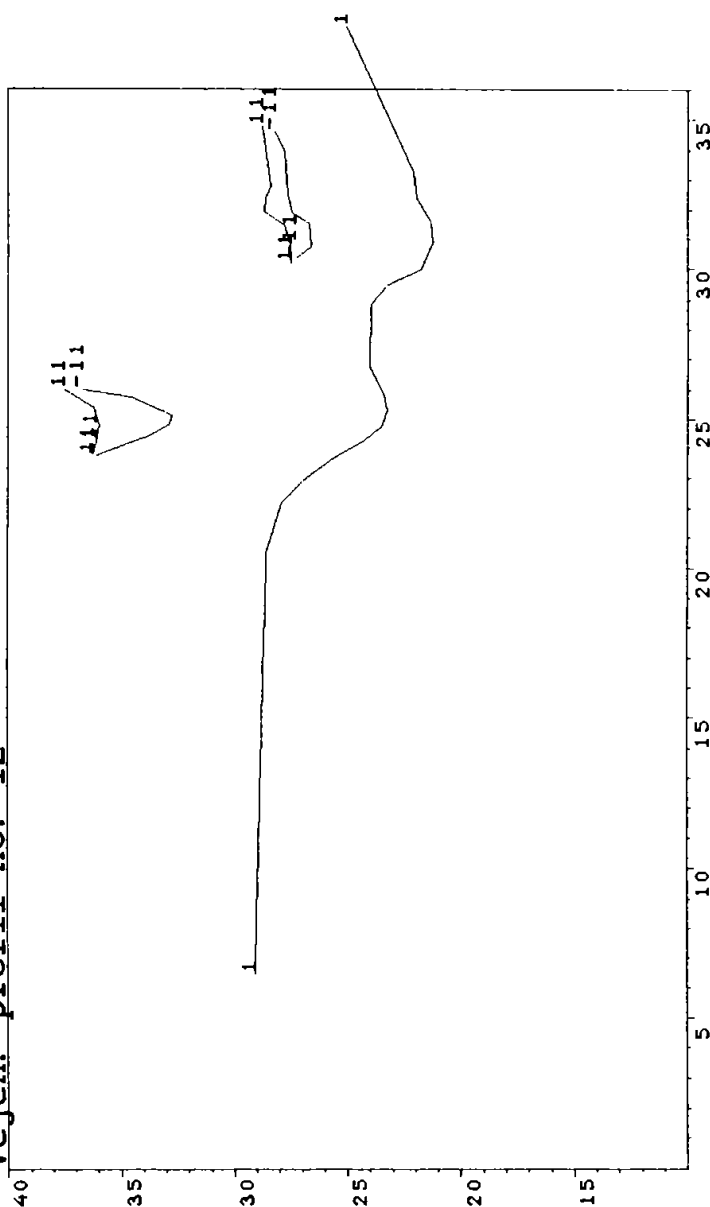
Vejen: profil no. 11



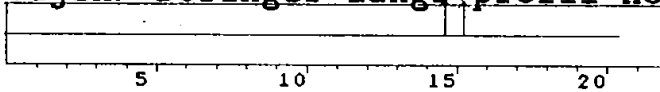
Vejen: borer langs profil no. 12



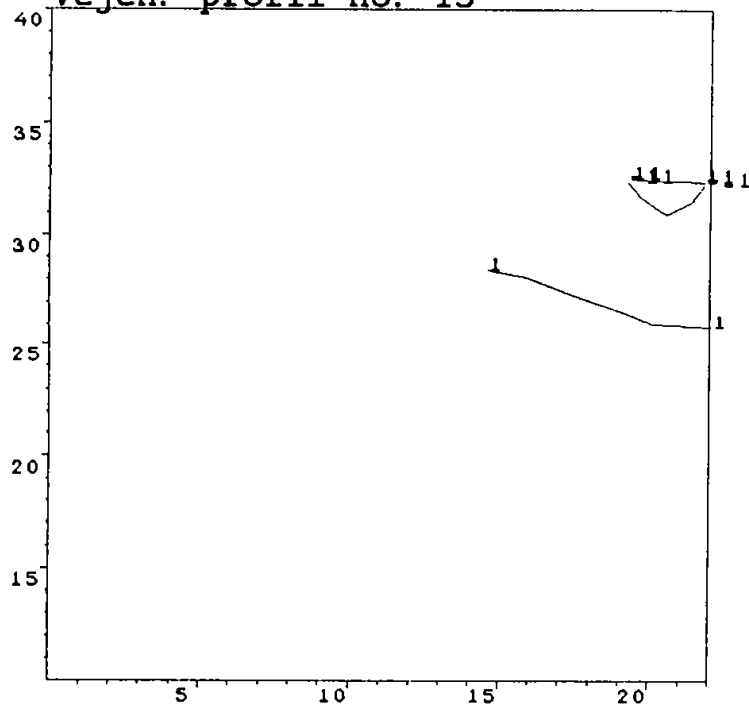
Vejen: profil no. 12

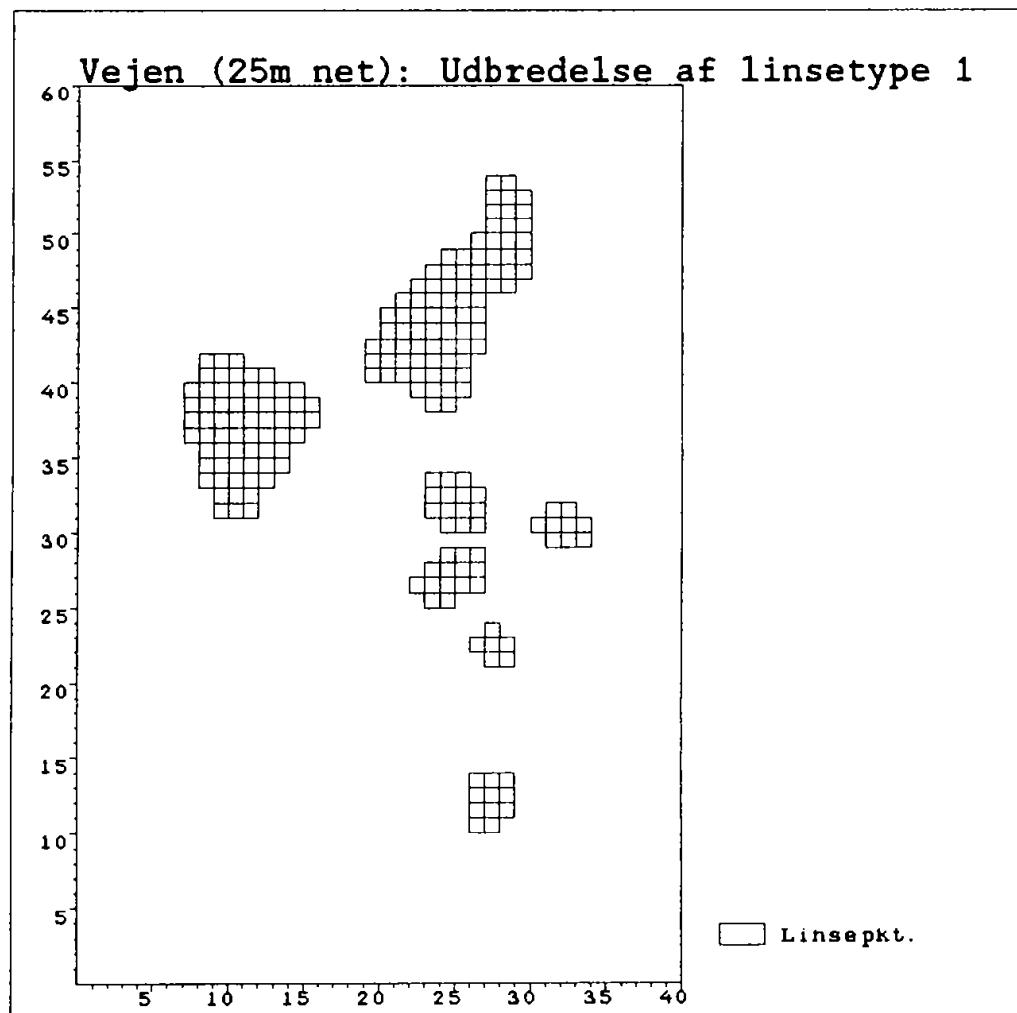


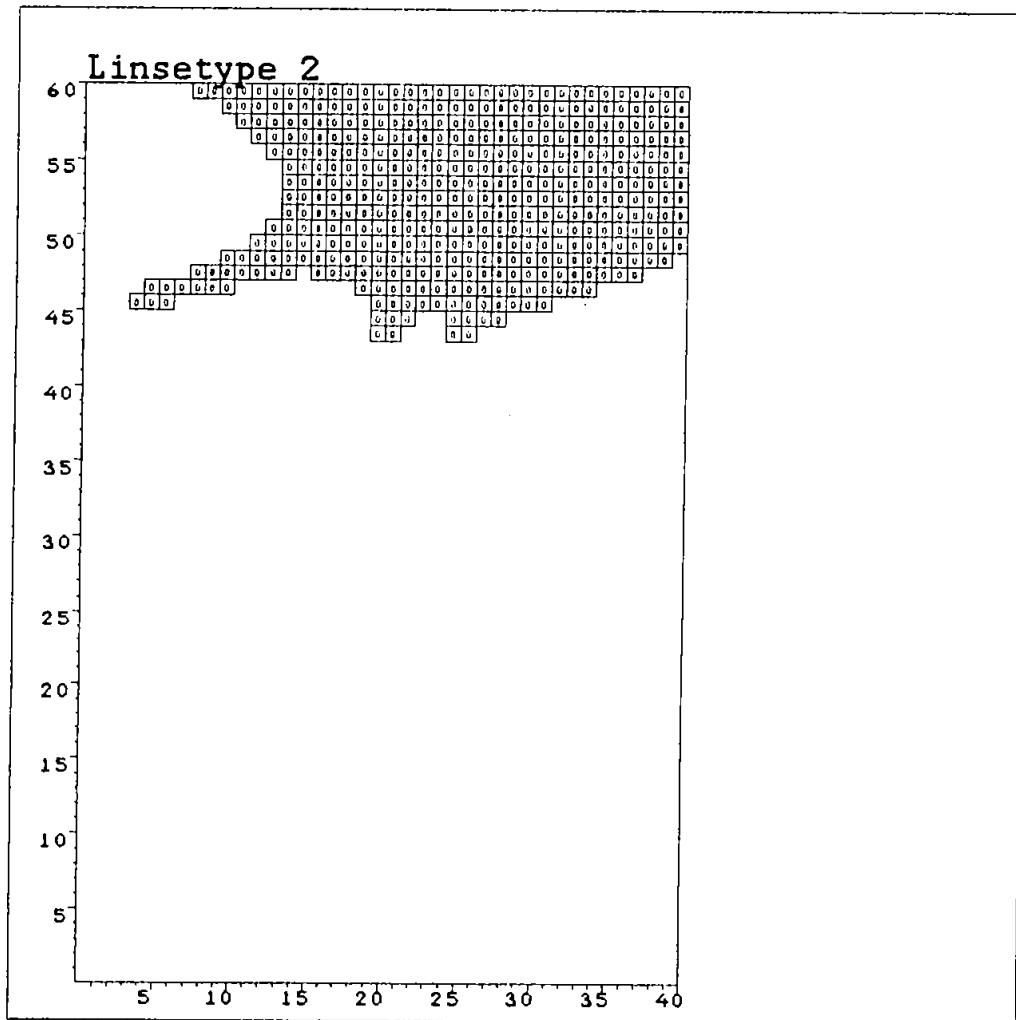
Vejen: boringer langs profil no. 13

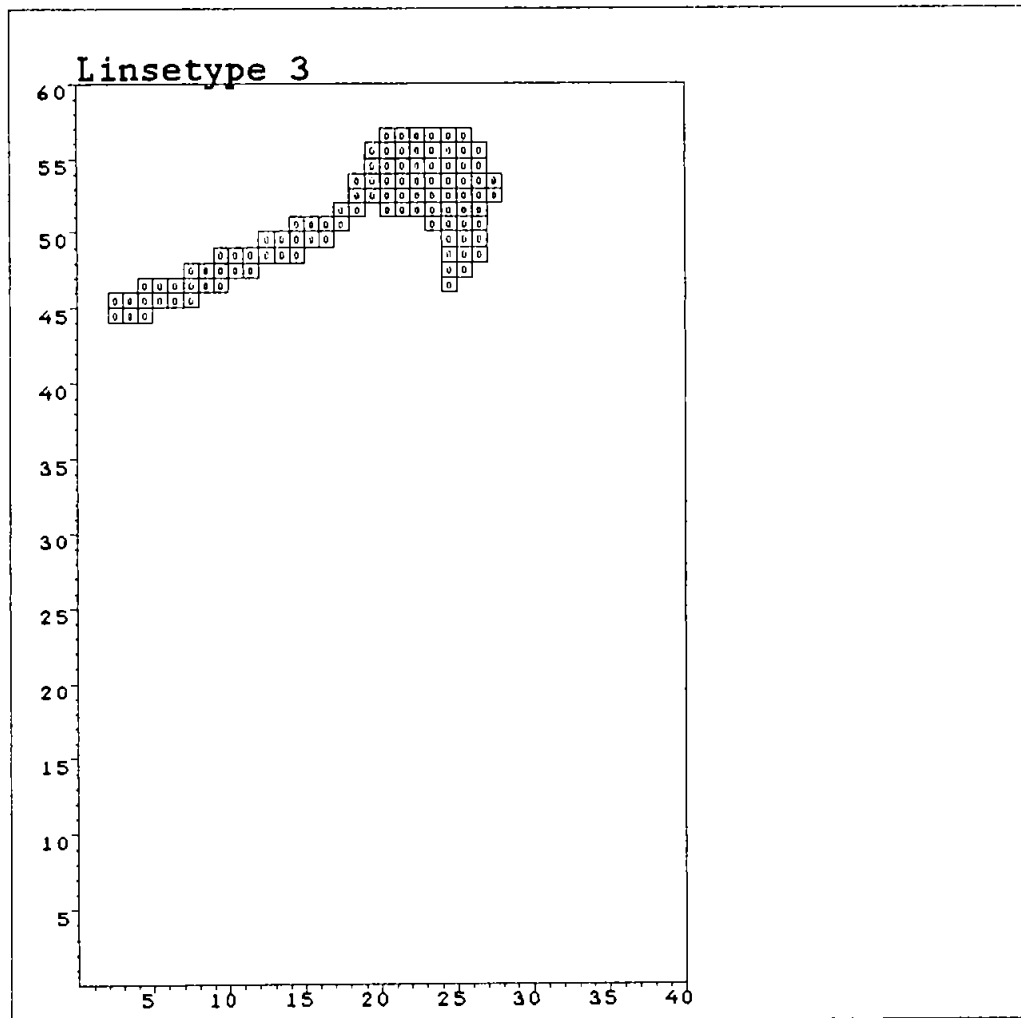


Vejen: profil no. 13

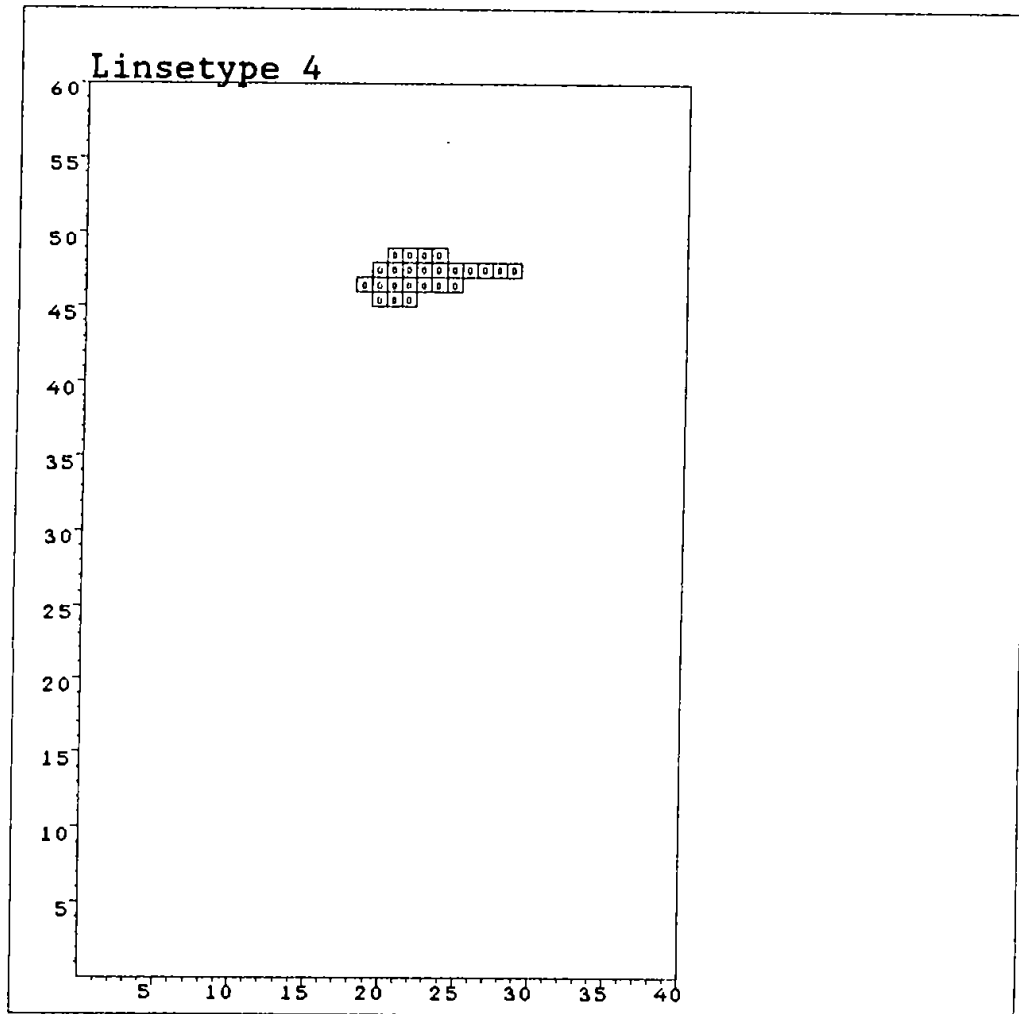


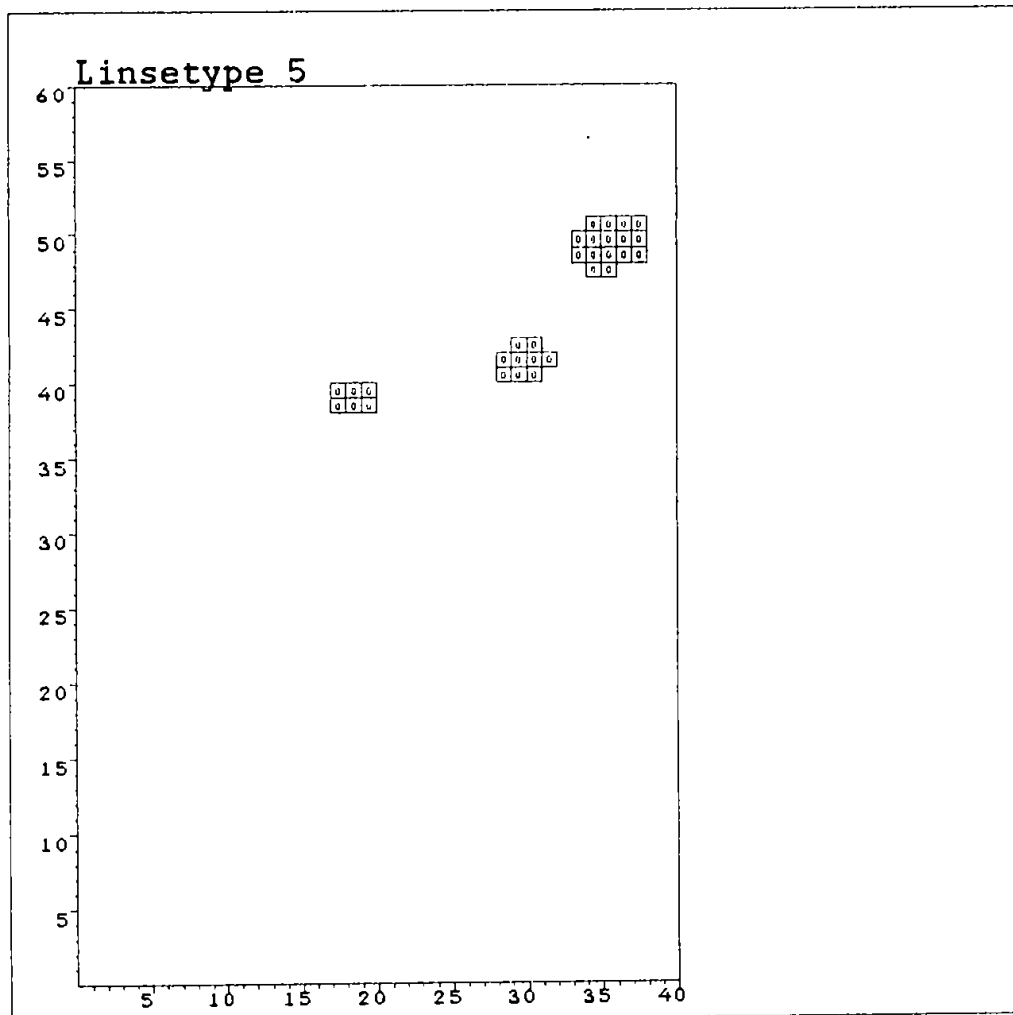


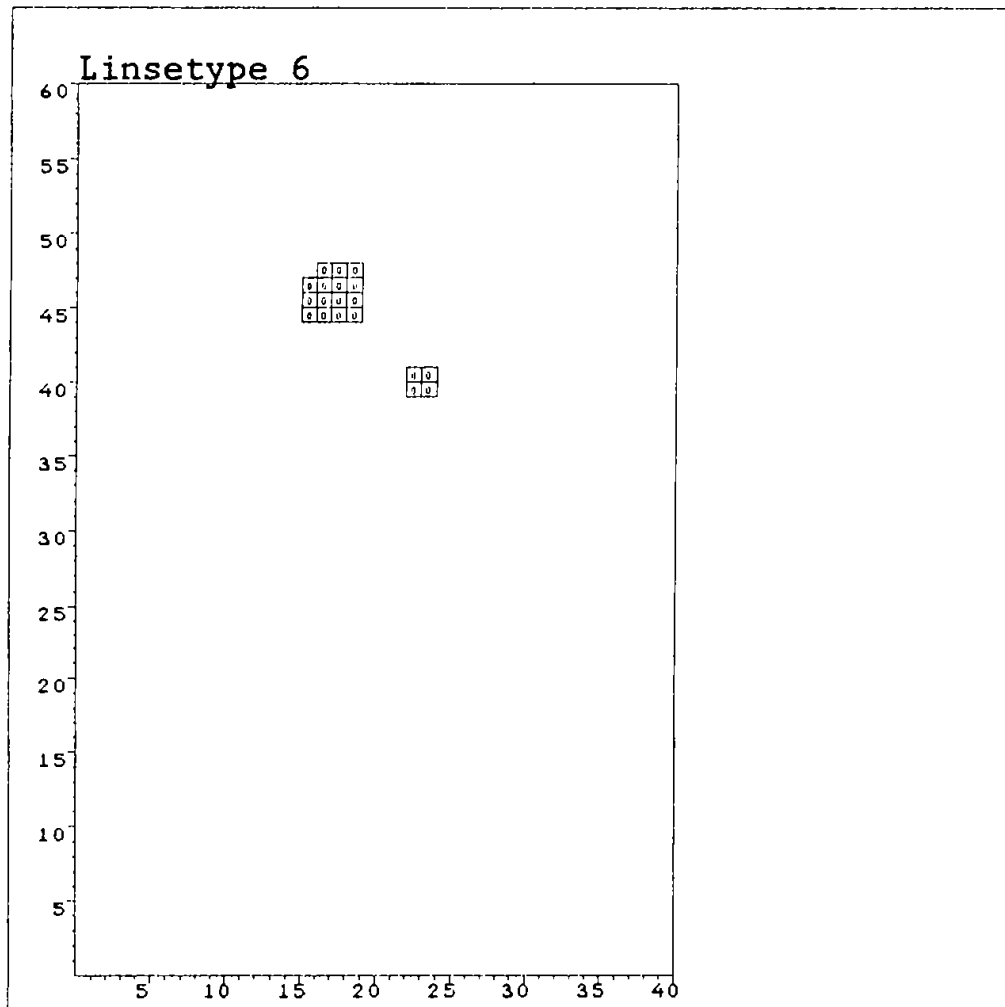


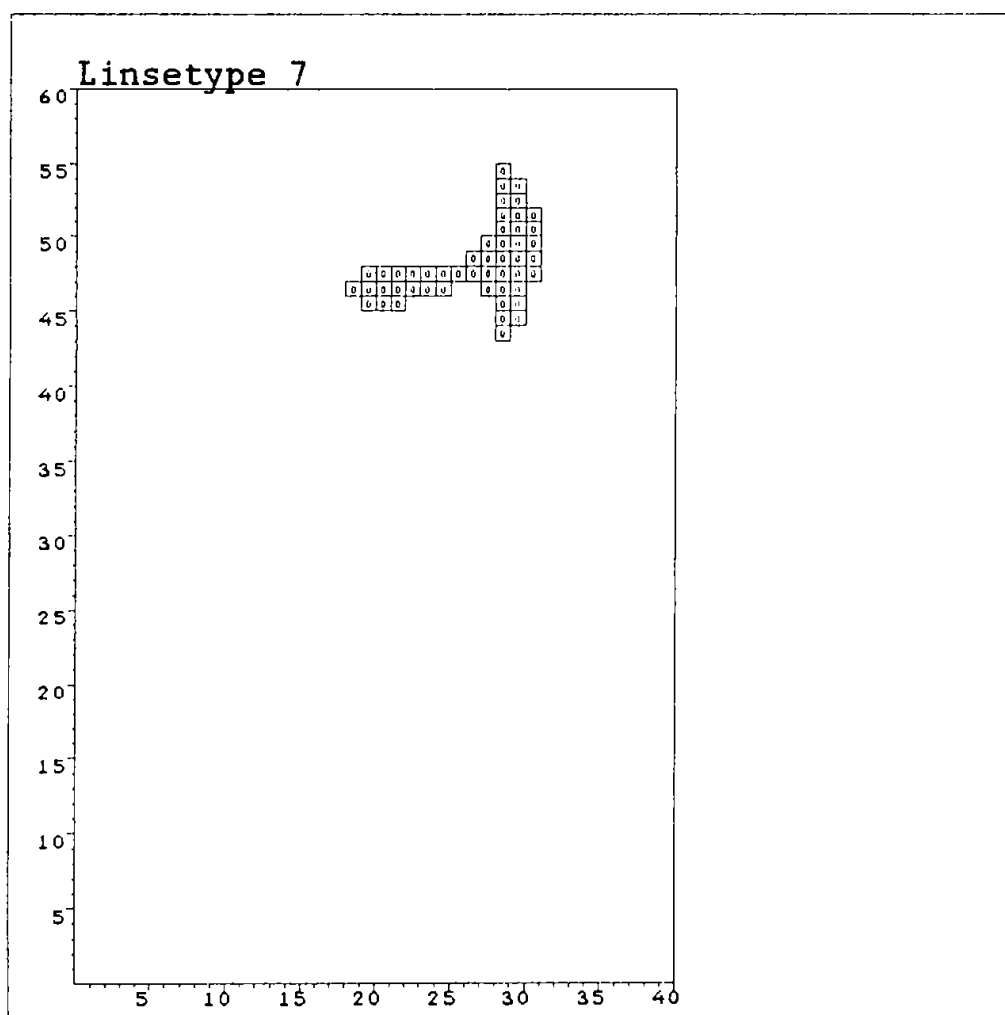


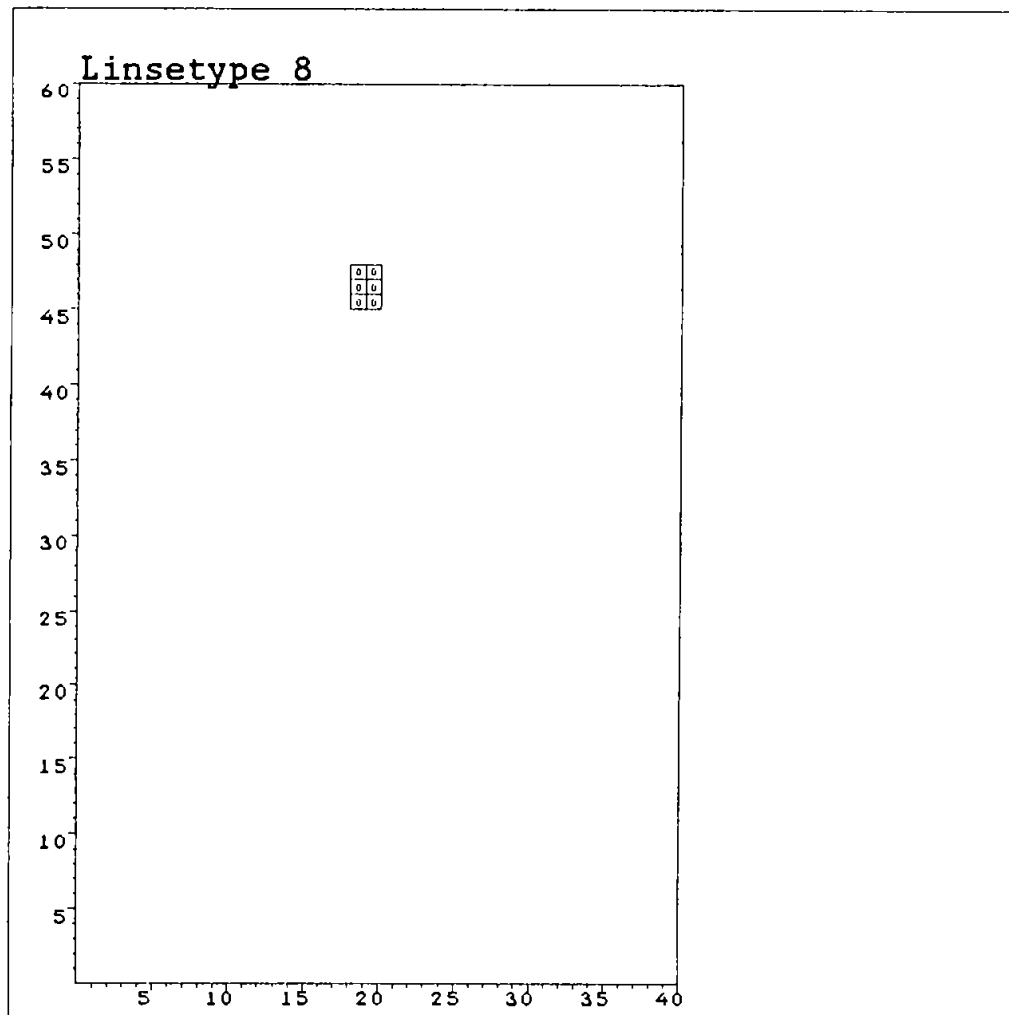
1











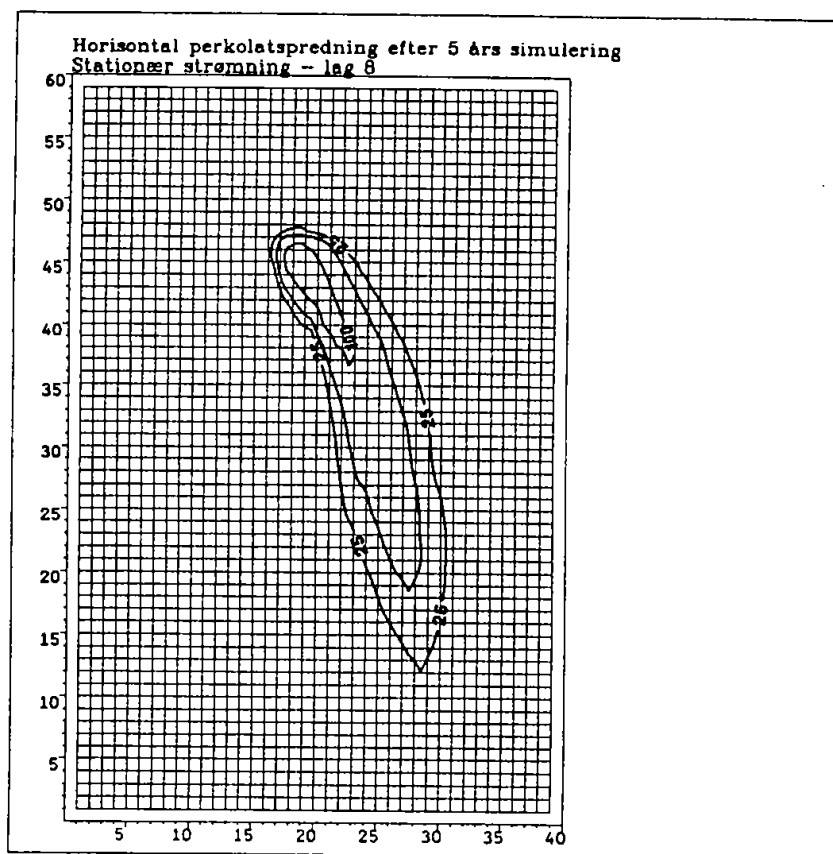
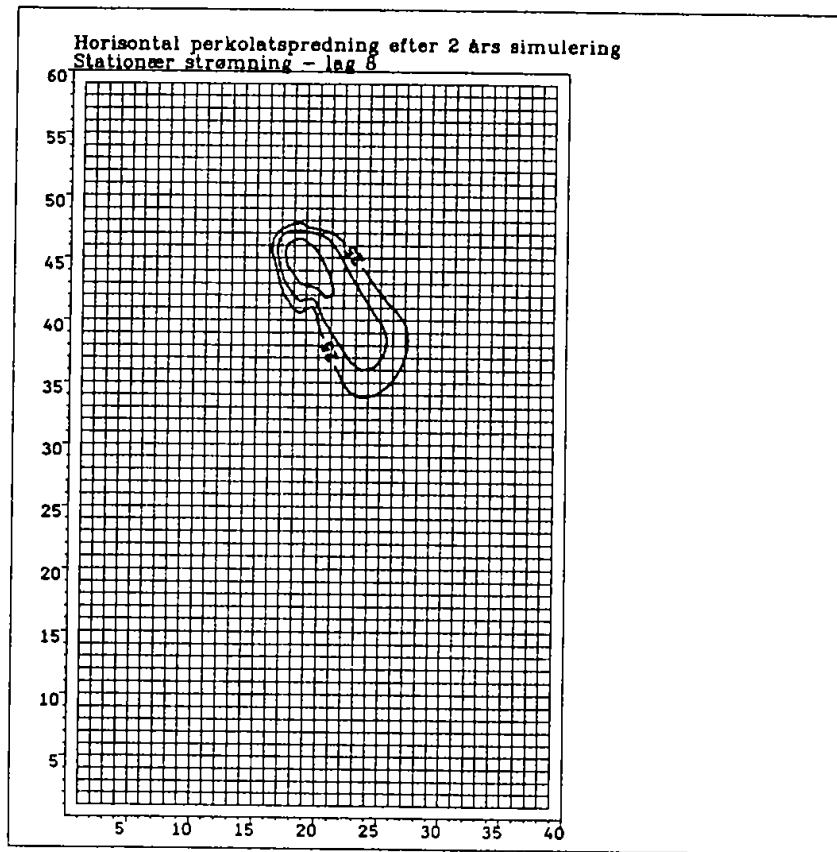
B4-1

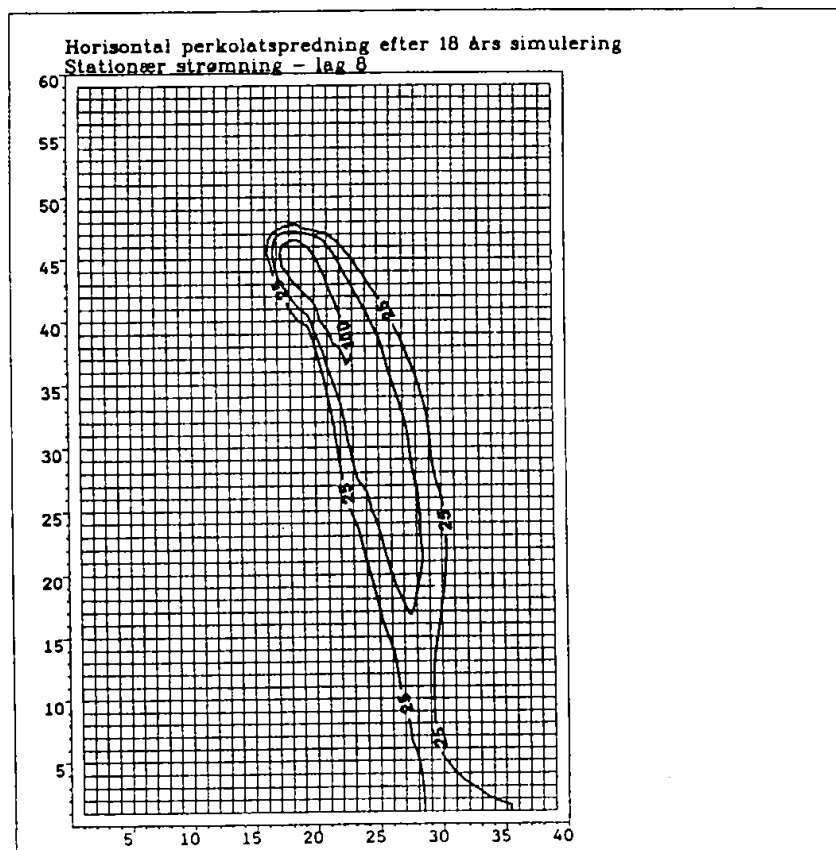
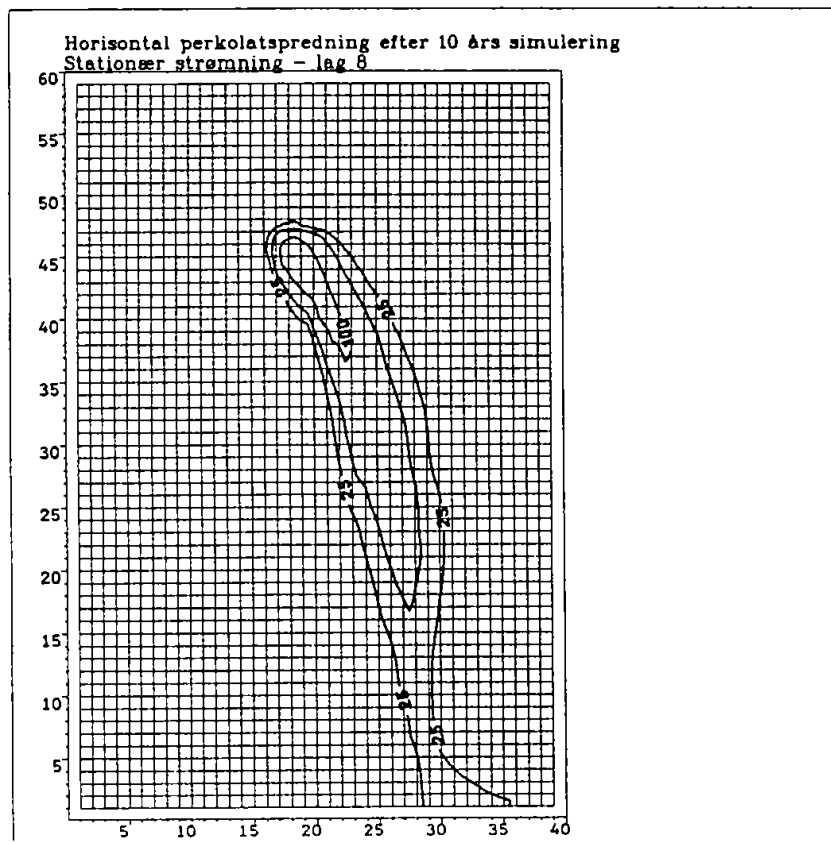
BILAG 4

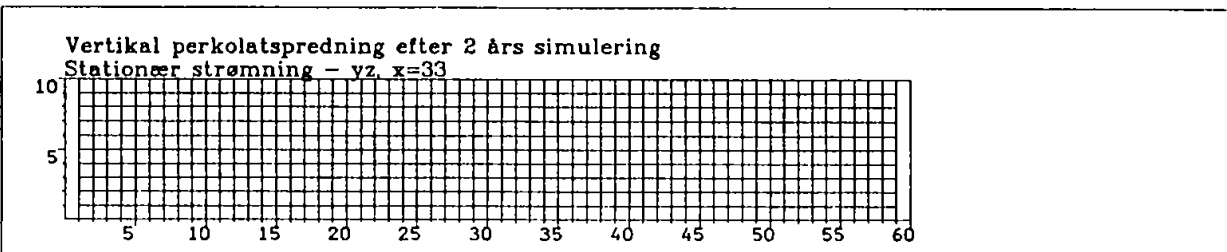
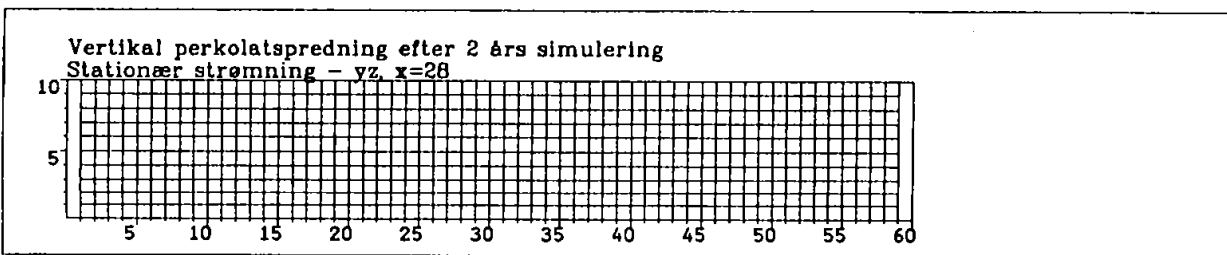
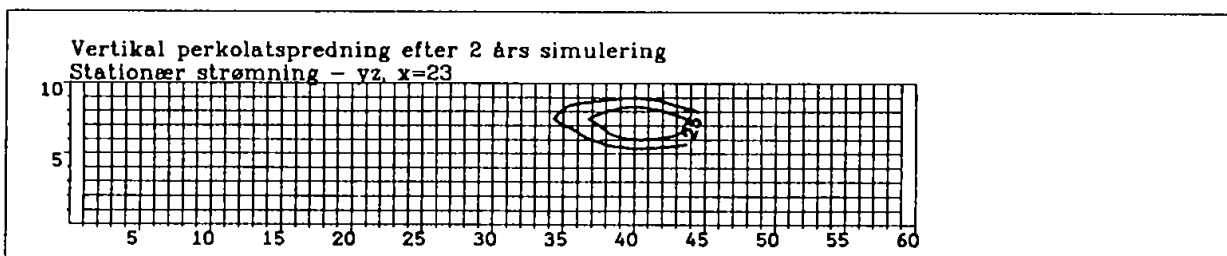
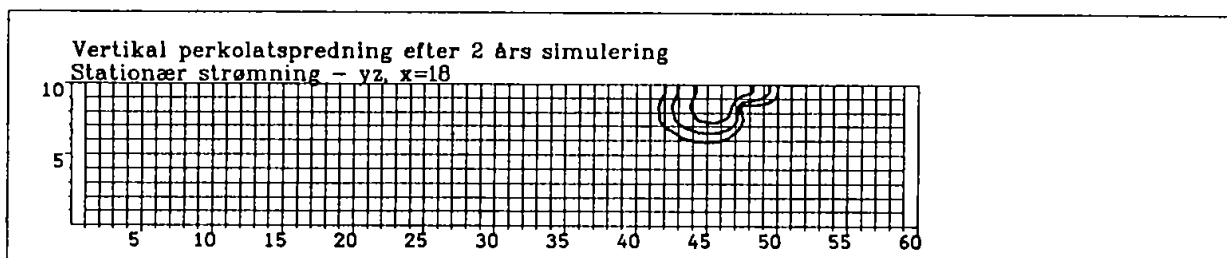
**Beregningsresultater af perkolat-
spredning under stationære
strømningsforhold.**

Bilag 4 indeholder udtegninger af horisontale og vertikale snit af beregnet perkolatspredning under stationære strømningsforhold.

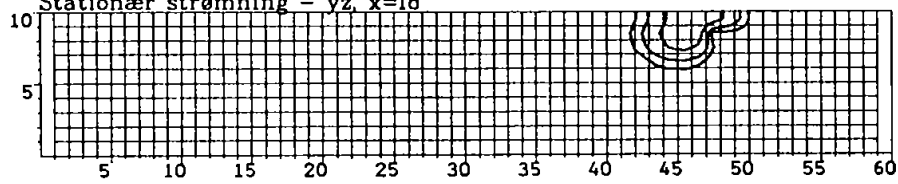
Snittene er udtegnet med konturlinier for chloridkoncentrationer på 25 mg/l, 50 mg/l, 100 mg/l og 200 mg/l.



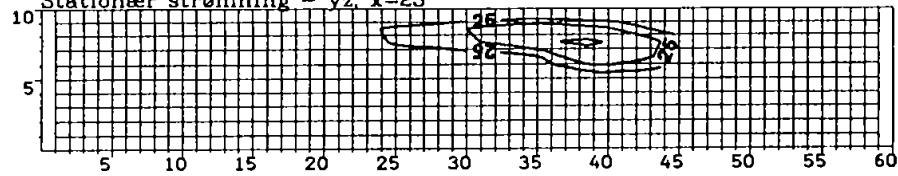




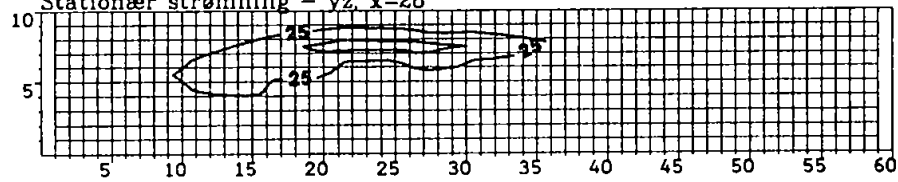
Vertikal perkolatspredning efter 5 års simulering
Stationær strømning - yz, x=18



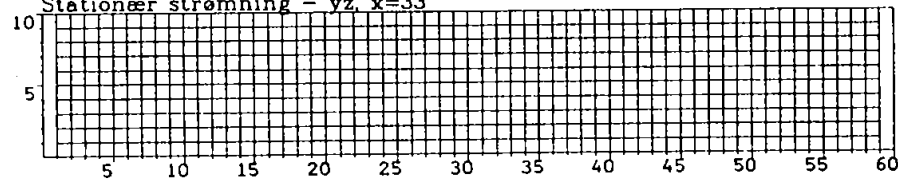
Vertikal perkolatspredning efter 5 års simulering
Stationær strømning - yz, x=23

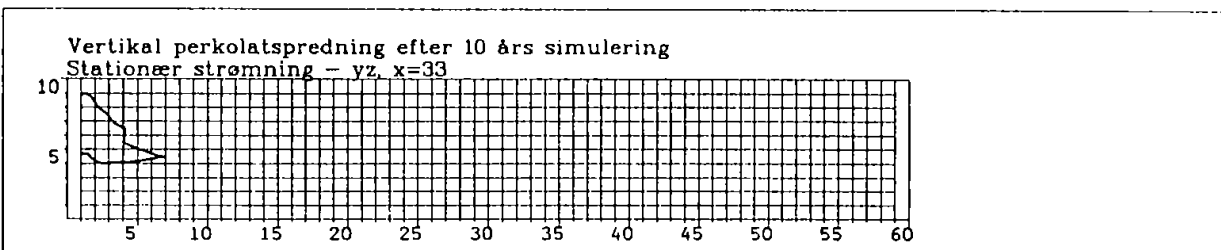
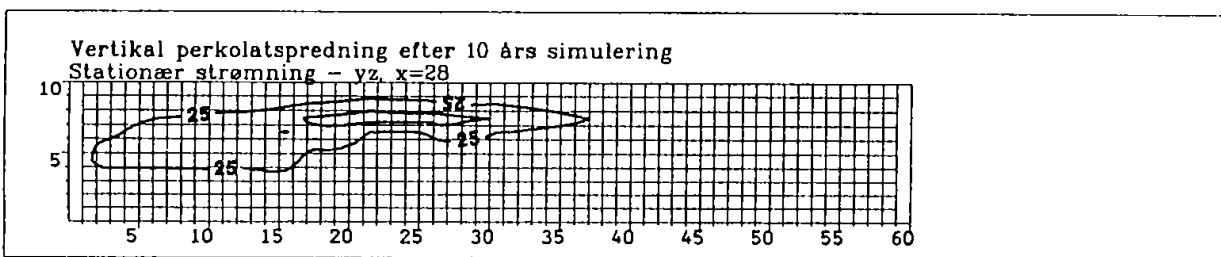
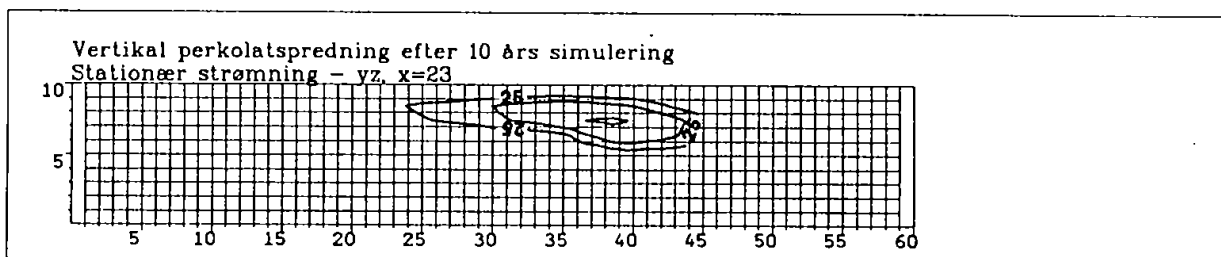
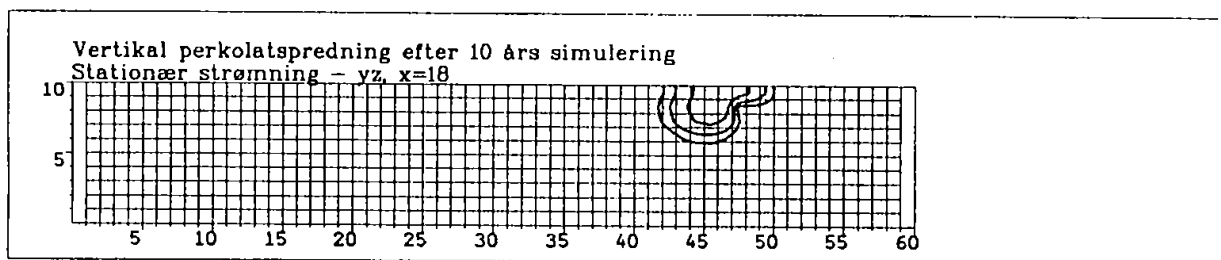


Vertikal perkolatspredning efter 5 års simulering
Stationær strømning - yz, x=28

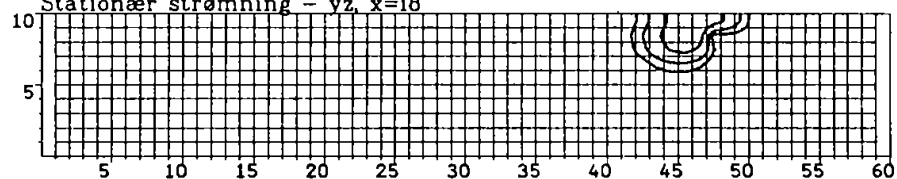


Vertikal perkolatspredning efter 5 års simulering
Stationær strømning - yz, x=33

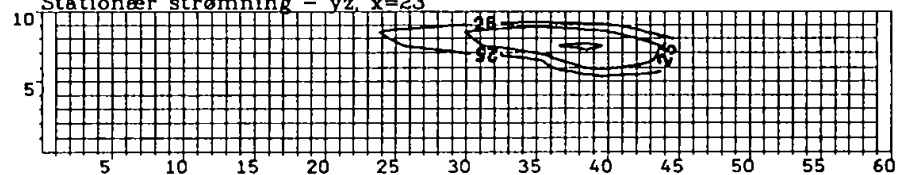




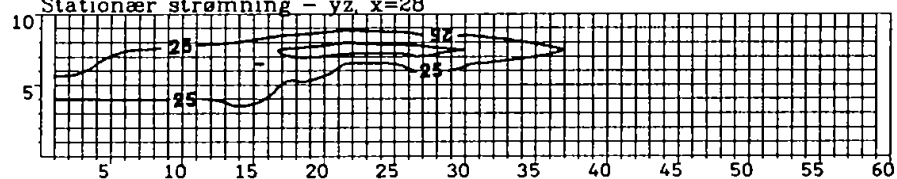
Vertikal perkolatspredning efter 18 Års simulering
Stationær strømning - yz, x=18



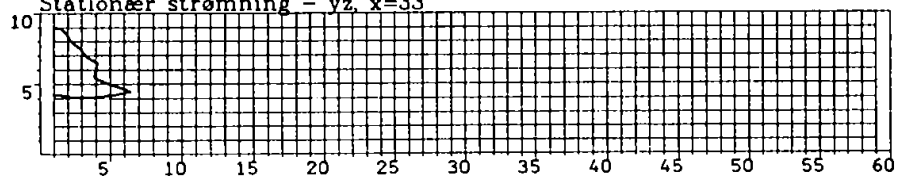
Vertikal perkolatspredning efter 18 Års simulering
Stationær strømning - yz, x=23

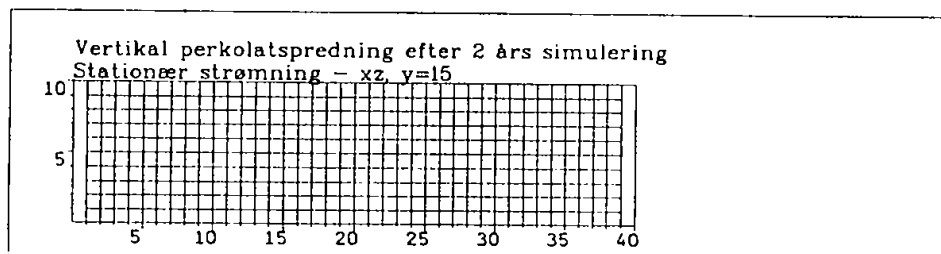
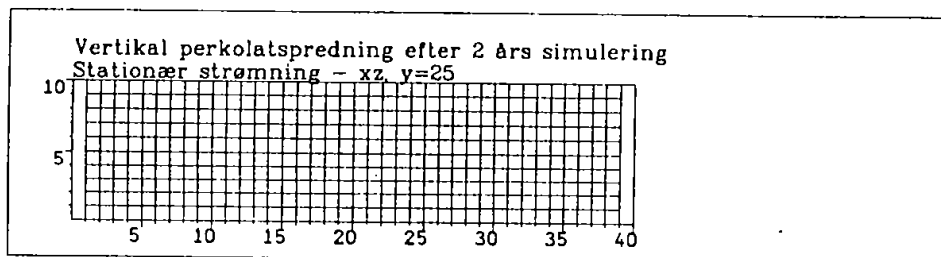
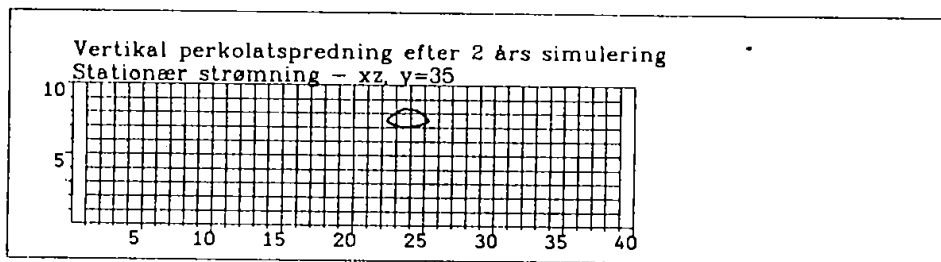
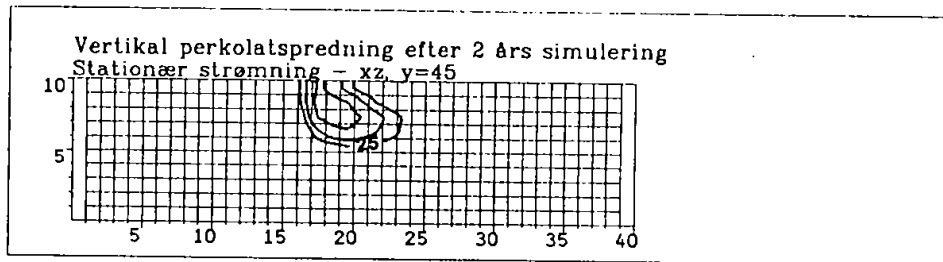


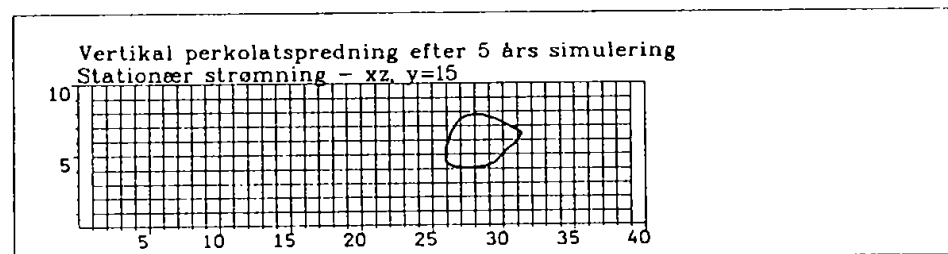
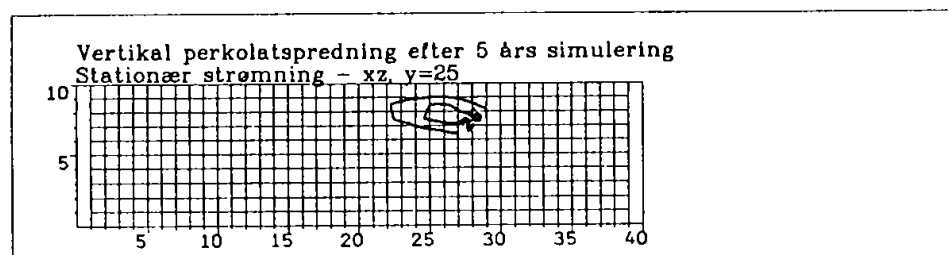
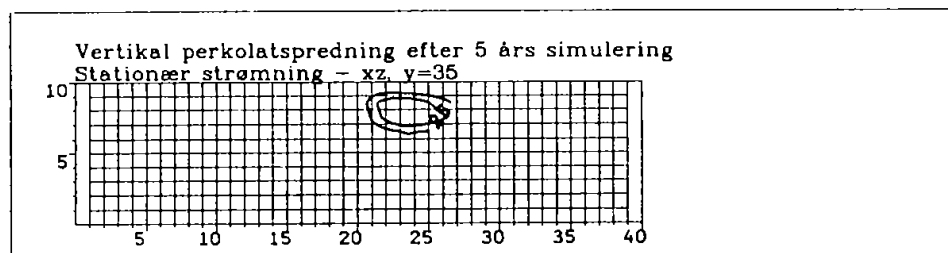
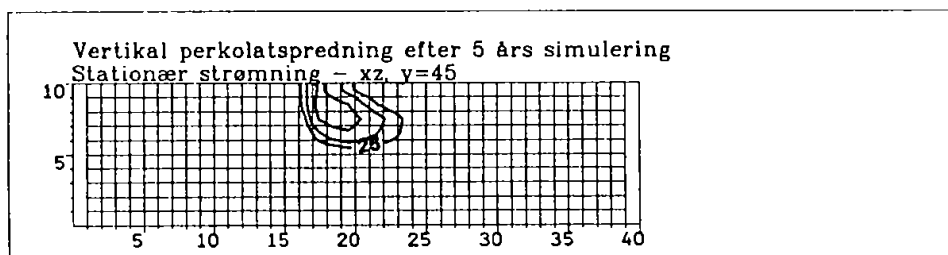
Vertikal perkolatspredning efter 18 Års simulering
Stationær strømning - yz, x=28

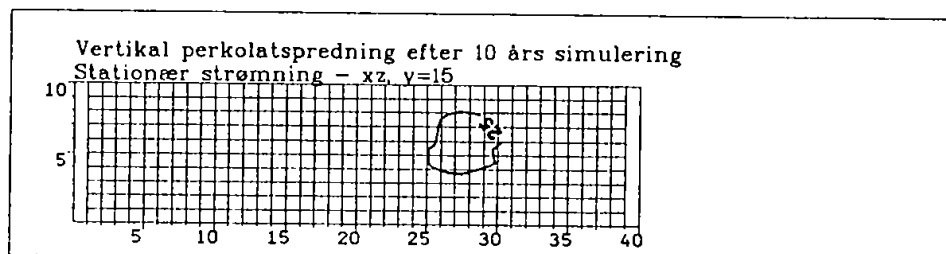
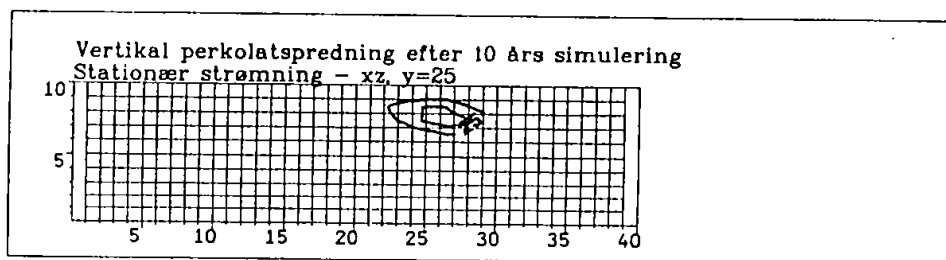
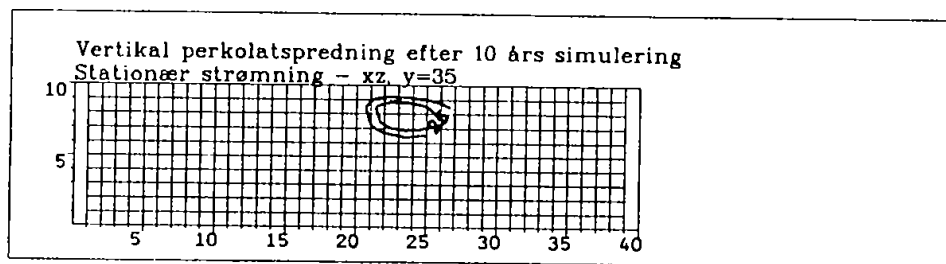
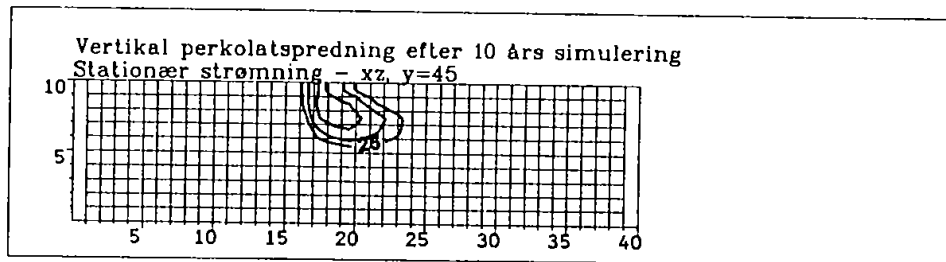


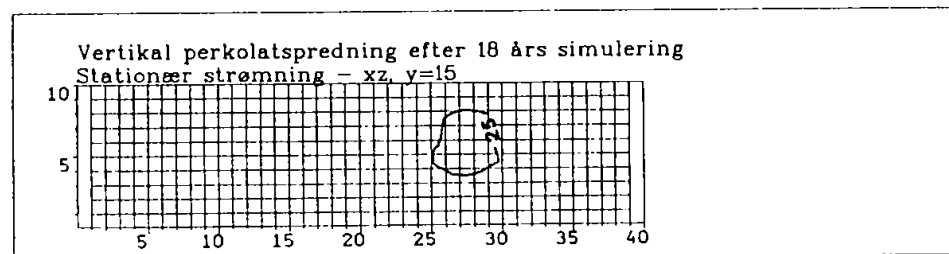
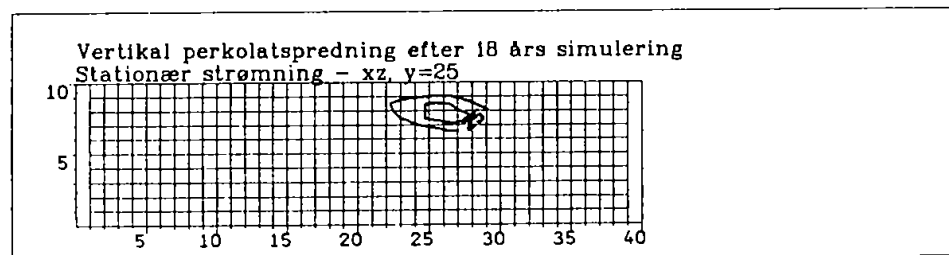
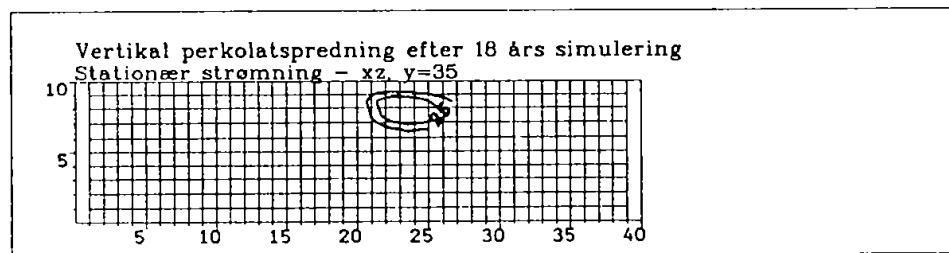
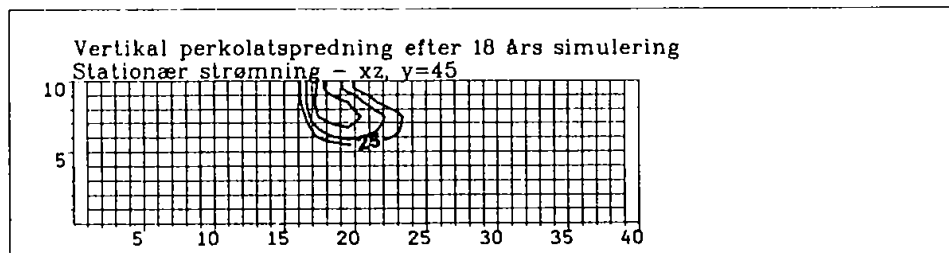
Vertikal perkolatspredning efter 18 Års simulering
Stationær strømning - yz, x=33









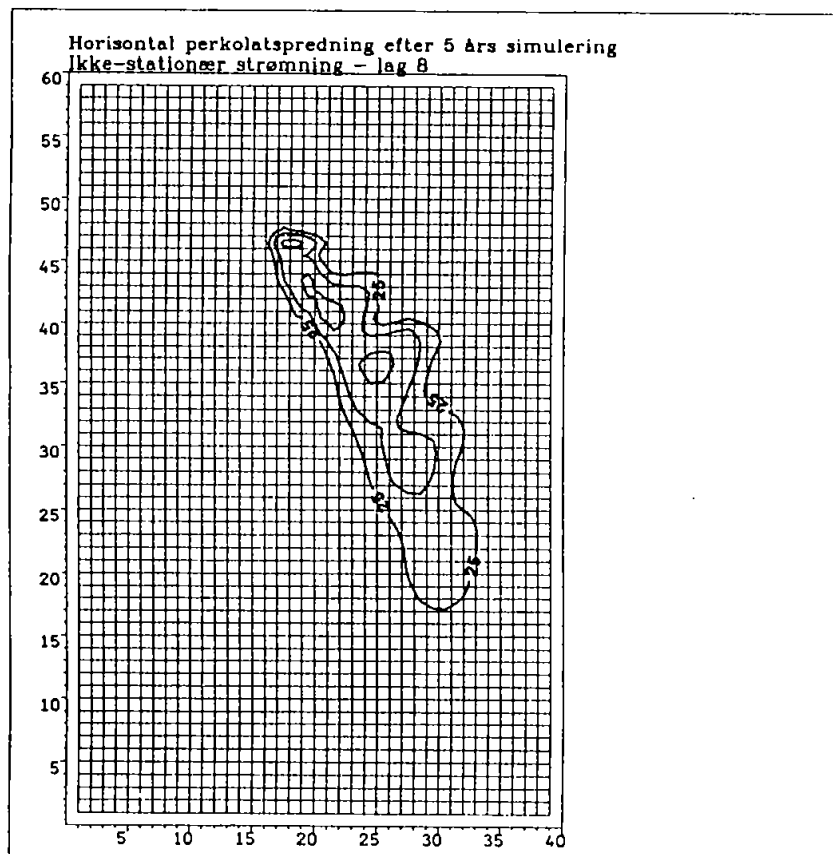
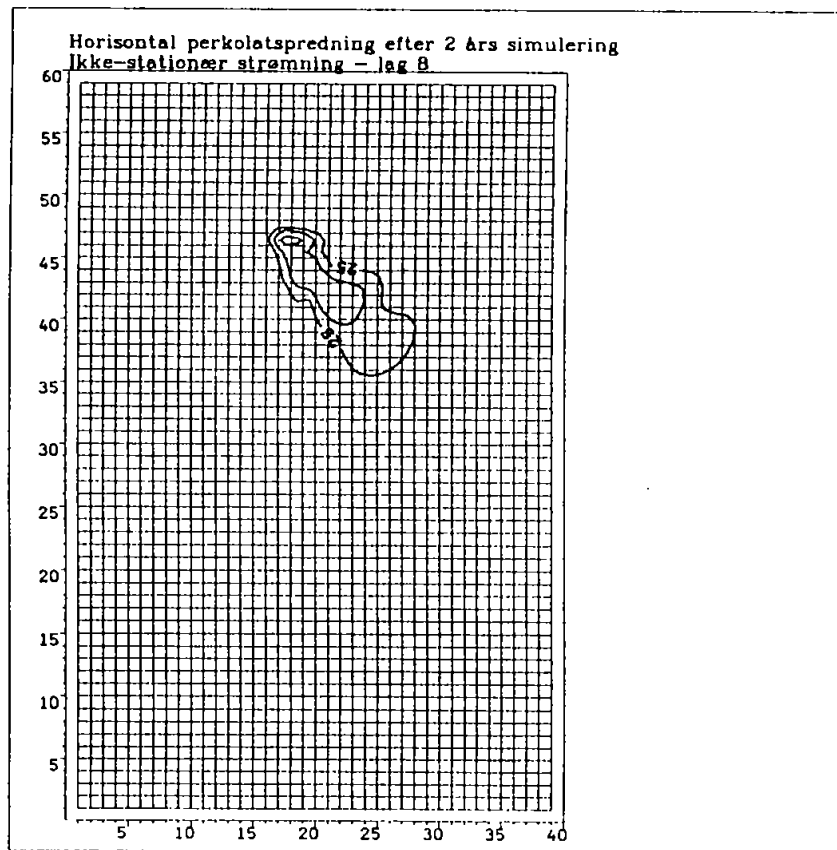


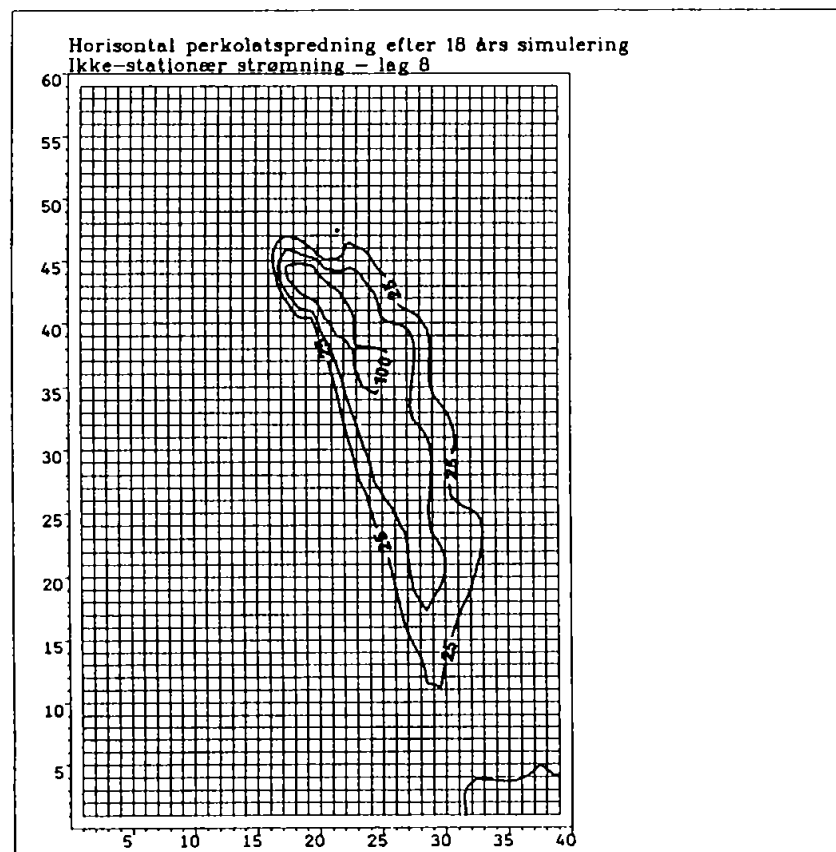
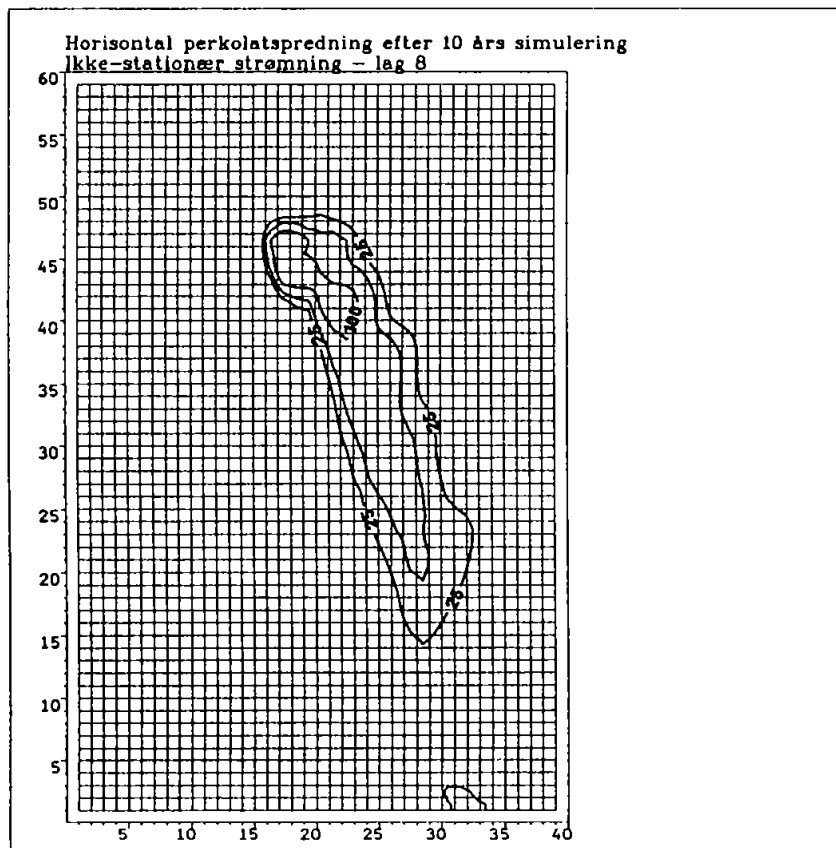
BILAG 5

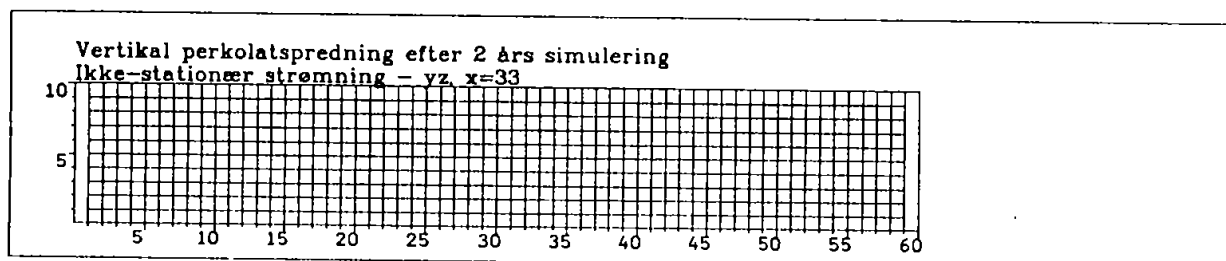
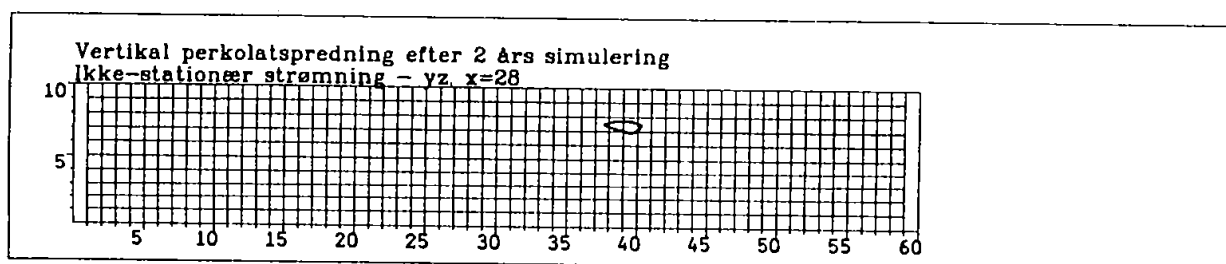
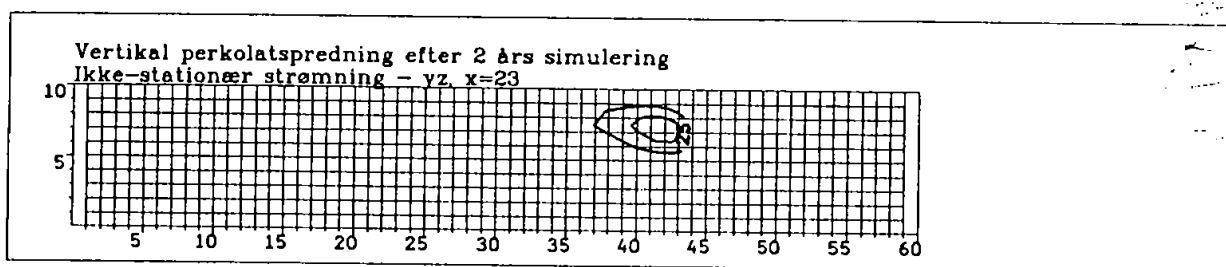
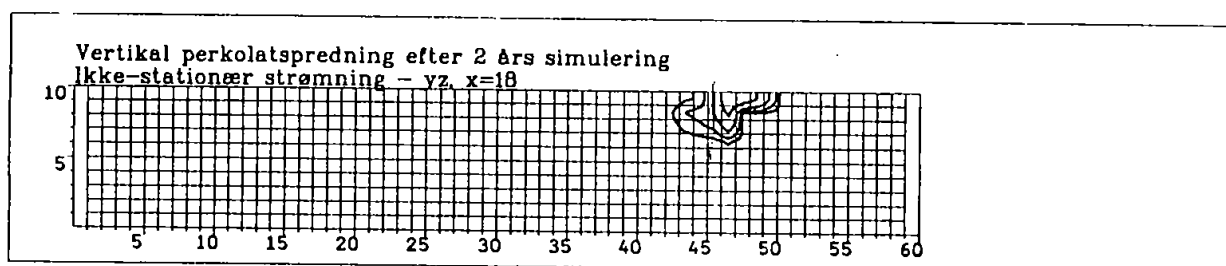
**Beregningsresultater af perkolat-
spredning under ikke-stationære
strømningsforhold.**

Bilag 5 indeholder udtegninger af horisontale og vertikale snit af beregnet perkolatspredning under ikke-stationære strømningsforhold.

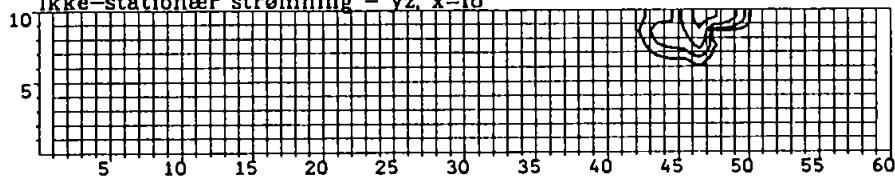
Snittene er udtegnet med konturlinier for chloridkoncentrationer på 25 mg/l, 50 mg/l, 100 mg/l og 200 mg/l.



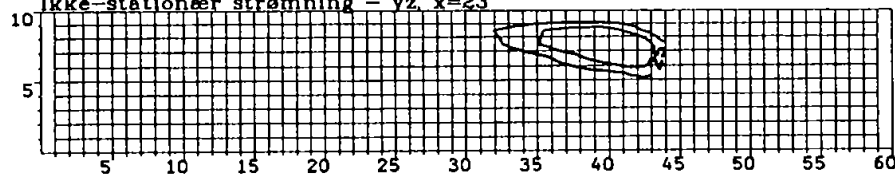




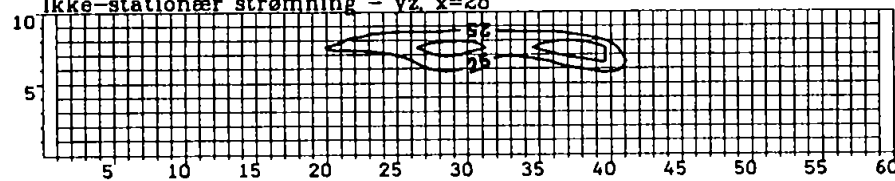
Vertikal perkolatspredning efter 5 års simulering
Ikke-stationær strømning - yz, x=18



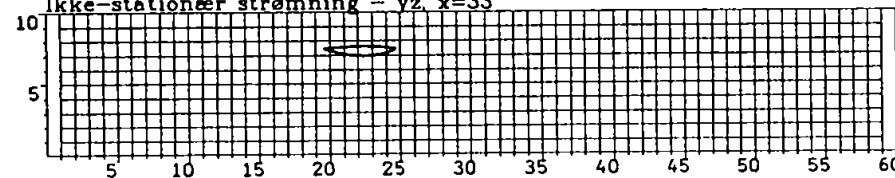
Vertikal perkolatspredning efter 5 års simulering
Ikke-stationær strømning - yz, x=23



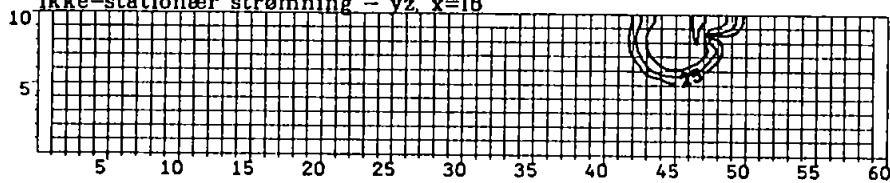
Vertikal perkolatspredning efter 5 års simulering
Ikke-stationær strømning - yz, x=28



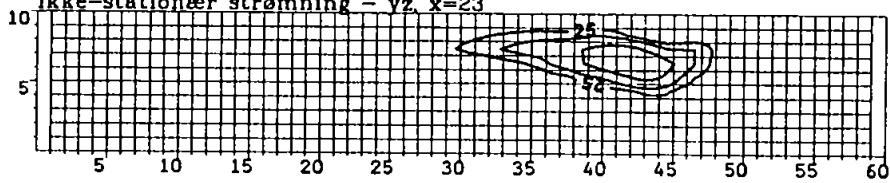
Vertikal perkolatspredning efter 5 års simulering
Ikke-stationær strømning - yz, x=33



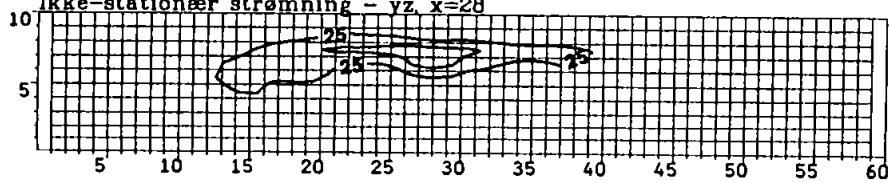
Vertikal perkolatspredning efter 10 års simulering
Ikke-stationær strømning - yz, x=16



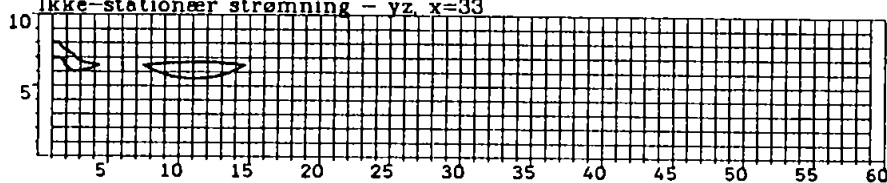
Vertikal perkolatspredning efter 10 års simulering
Ikke-stationær strømning - yz, x=23



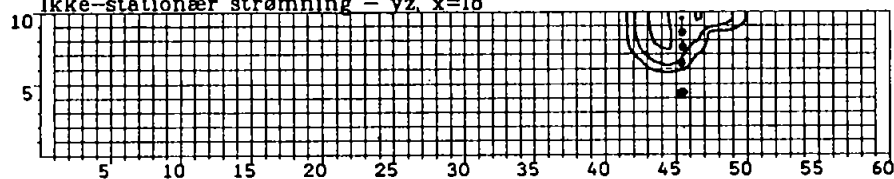
Vertikal perkolatspredning efter 10 års simulering
Ikke-stationær strømning - yz, x=28



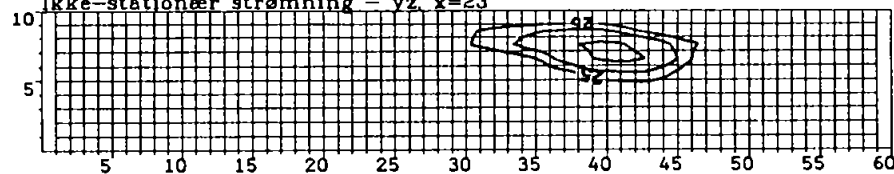
Vertikal perkolatspredning efter 10 års simulering
Ikke-stationær strømning - yz, x=33



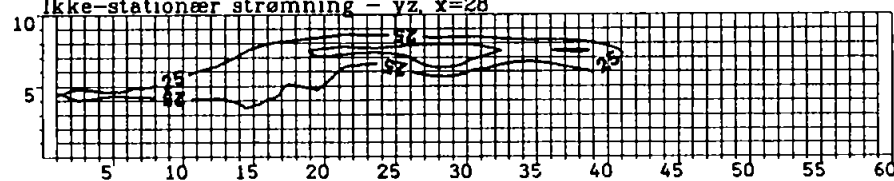
Vertikal perkolatspredning efter 18 års simulering
Ikke-stationær strømning - yz, x=18



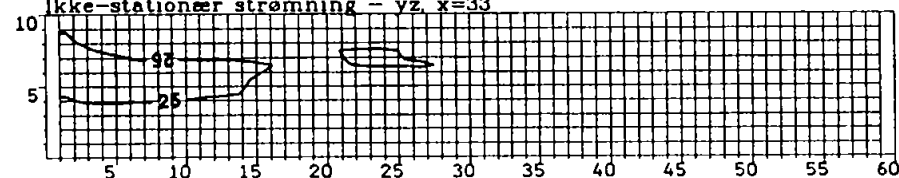
Vertikal perkolatspredning efter 18 års simulering
Ikke-stationær strømning - yz, x=23

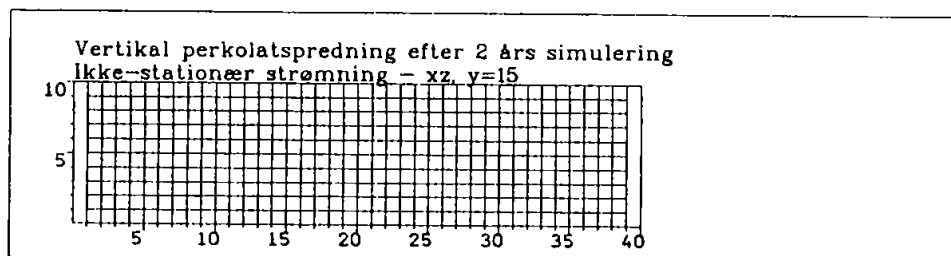
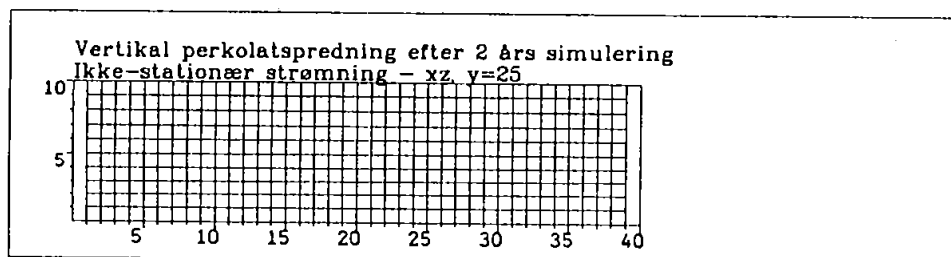
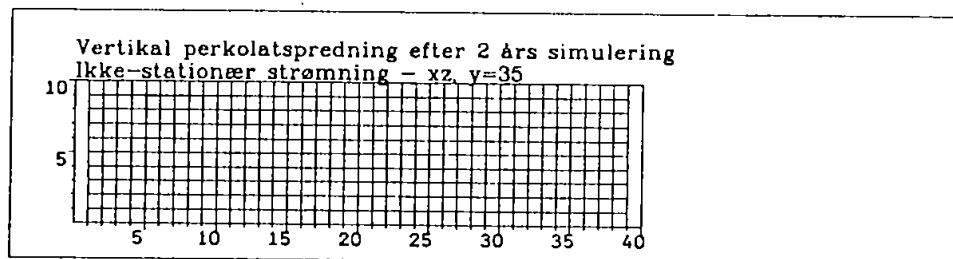
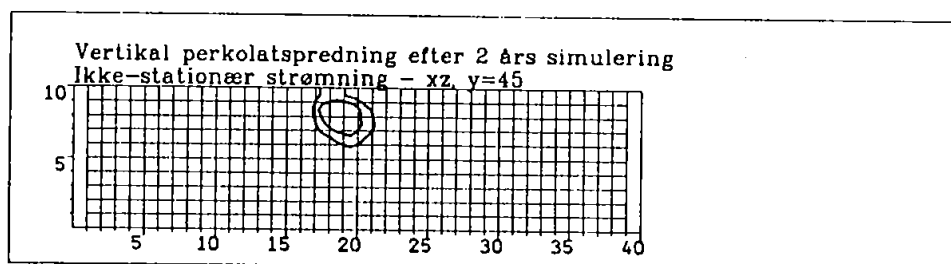


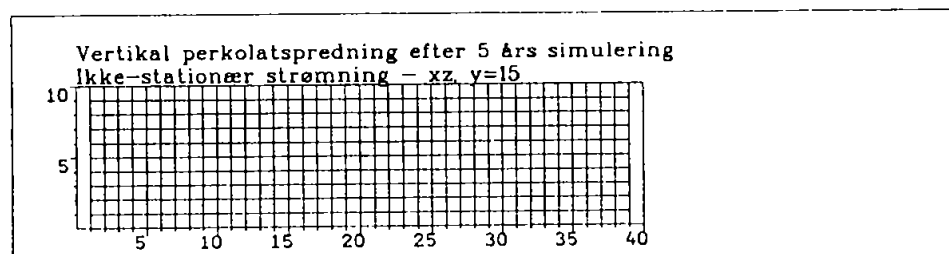
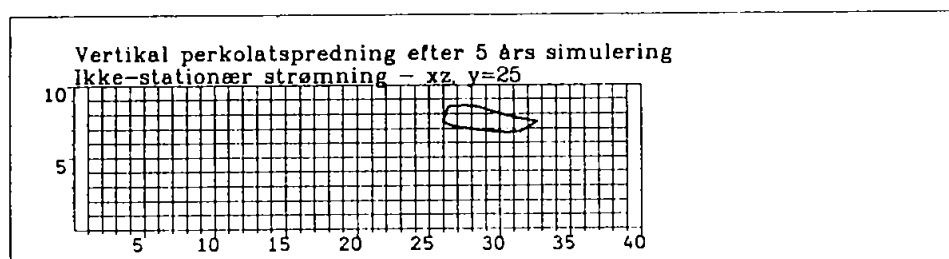
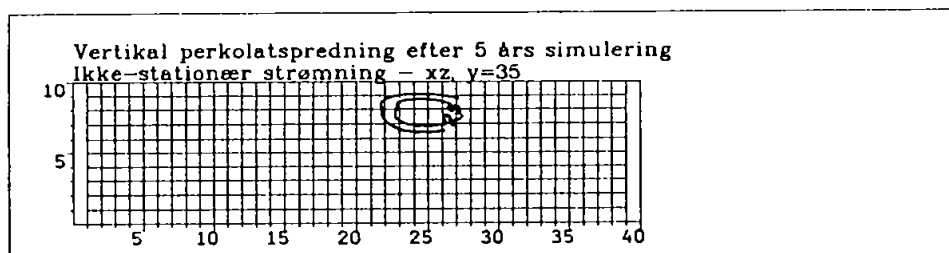
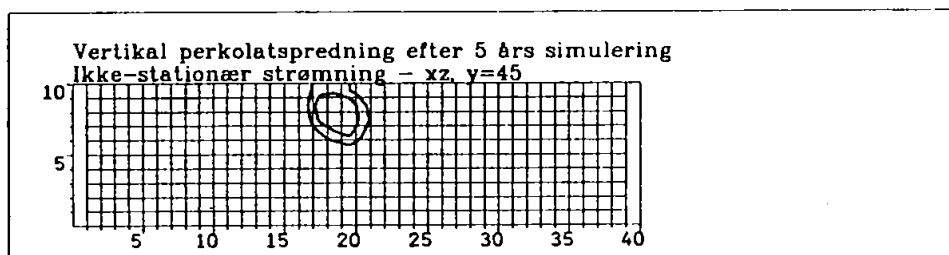
Vertikal perkolatspredning efter 18 års simulering
Ikke-stationær strømning - yz, x=28

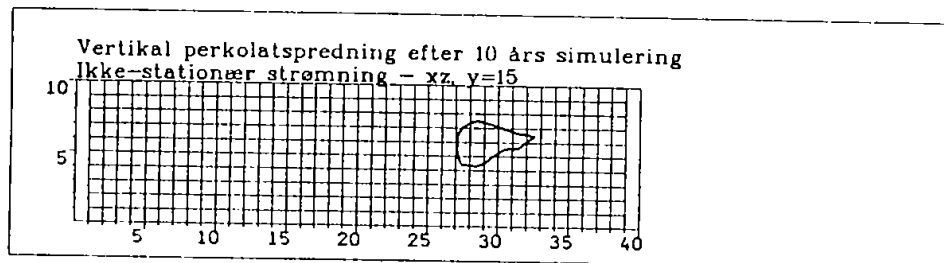
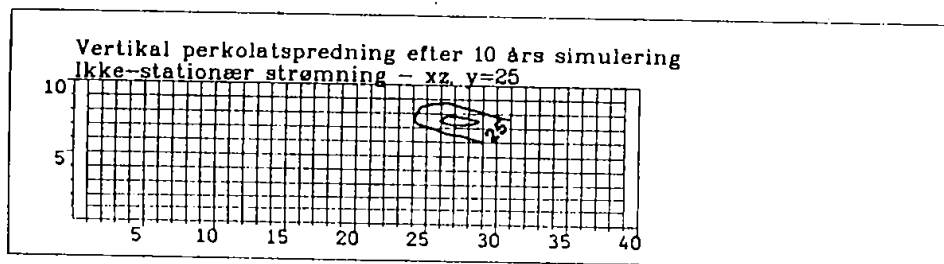
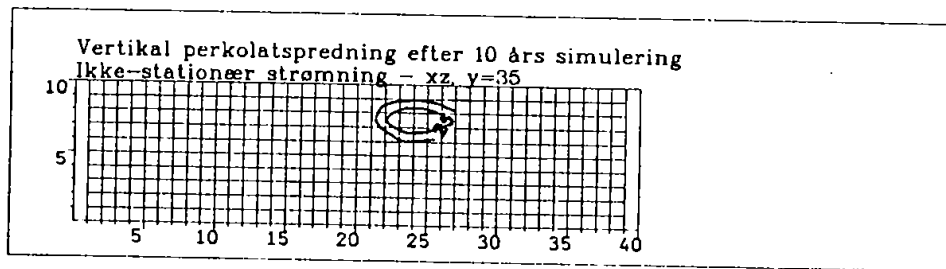
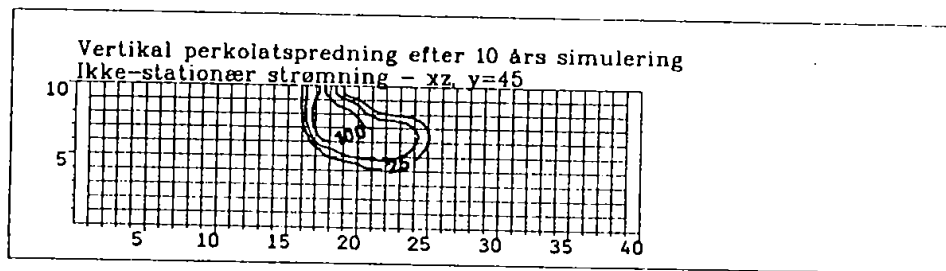


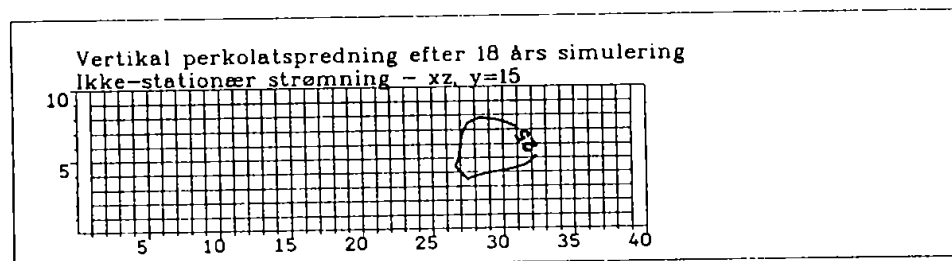
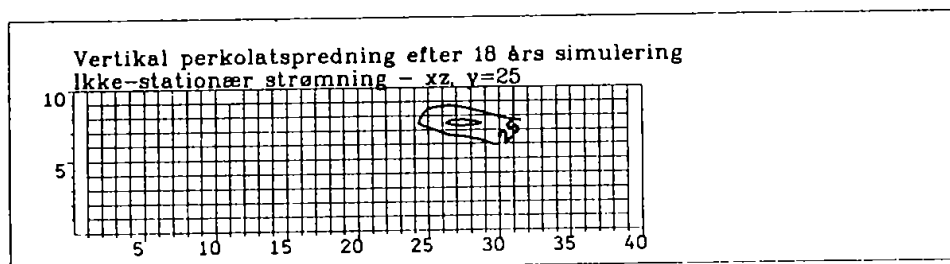
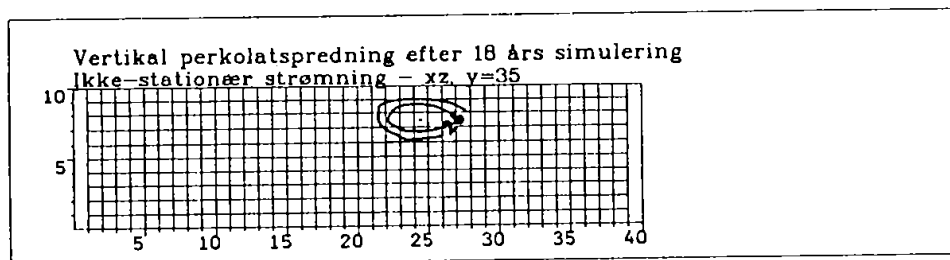
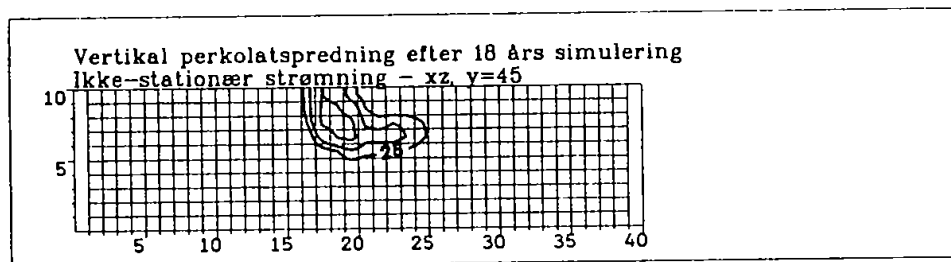
Vertikal perkolatspredning efter 18 års simulering
Ikke-stationær strømning - yz, x=33











UDGIVNE RAPPORTER

I forbindelse med LOSSEPLADSPROJEKTET er med denne rapport i alt udgivet følgende rapporter:

NEDBRYDELIGHED AF MILJØFREMMEDE ORGANISKE STOFFER, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH (Rapport U1, 105 sider), oktober 1987. ISBN 87-503-7017-0.

EN REGIONAL GEOLOGISK MODEL FOR OMRÅDET VED VEJEN, Institut for Teknisk Geologi, DTH (Rapport H0-1, 20 sider), december 1987. ISBN 87-503-7079-0.

FORURENEDE INDUSTRIGRUNDE, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH (Rapport U2, 130 sider), januar 1988, ISBN 87-503-7081-2.

GRUNDVANDZONENS MIKROBIOLOGI, Afdelingen for Generel Mikrobiologi, Københavns Universitet (Rapport P6-1, 80 sider), januar 1988, ISBN 87-503-7118-5.

ØKOTOKSIKOLOGISKE METODER TIL UNDERSØGELSE AF FORURENET GRUNDVAND - LITTERATURUNDERSØGELSE, Vandkvalitetsinstituttet (Rapport P2-1, 56 sider), maj 1988, ISBN 87-503-7323-4.

SORPTION AF ORGANISKE STOFFER, Laboratoriet for teknisk Hygiejne, Danmarks Tekniske Højskole (Rapport P5-1, 85 sider), juli 1988, ISBN 87-503-7322-6.

GRUNDVANDSPRØVETAGNING OG FELTMÅLING, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH, (Rapport U3, 222 sider), april 1989, ISBN 87-503-7817-1.

FORURENEDE GASVÆRKSGRUNDE, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH, (Rapport U4, 221 sider), november 1989, ISBN 87-7491-315-8.

ANVENDELSE AF PHOTOIONISATIONSDETEKTOR VED UNDERSØGELSE AF JORDFORURENING, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH, (Rapport U5, 52 sider), december 1989, ISBN 87-503-8173-3.

KILDER TIL INDUSTRIKORTLÆGNING, Geokon A/S, (Rapport U6, 140 sider), december 1989, ISBN 87-503-8174-1.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: GEOLOGISKE FORHOLD, Danmarks Geologiske Undersøgelse (Rapport H10, 100 sider), december 1989, ISBN 87-503-8182-2.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: GRUNDVANDSZONENS MIKROBIOLOGI, Afdelingen for Generel Mikrobiologi, Københavns Universitet, (Rapport P6-2, 90 sider), december 1989, ISBN 87-503-8183-0.

SKRYDSTRUP SPECIALDEPOT - Erfaringer fra undersøgelser og afværgeforanstaltninger, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH, (Rapport U7, 60 sider), december 1989, ISBN 87-503-8174-1.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: LAGFØLGEBORINGER, Geoteknisk Institut (Rapport H1, 122 sider), juli 1990, ISBN 87-503-8183-0.

SORPTION AF ORGANISKE STOFFER I AKVIFERER: LABORATORIEUNDERSØGELSER, Laboratoriet for teknisk Hygiejne, DTH (Rapport P5-2, 106 sider), juli 1990, ISBN 87-503-8184-9.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: RESERVOIRFORHOLD OG FORURENINGSUDBREDELSE BESTEMT VED BOTESAM-METODEN, Danmarks Geologiske Undersøgelse (Rapport H5, 125 sider), oktober 1990, ISBN 87-503-8736-7.

EVALUERING OG UDVIKLING AF METODER TIL PRØVETAGNING OG FELTANALYSE AF ANOXISK GRUNDVAND, Institut for Teknisk Geologi, DTH (Rapport H8, 82 sider), oktober 1990, ISBN 87-503-8738-3.

SEVA: PC-DATABASE FOR GEOLOGI, HYDROLOGI OG VANDKVALITET, Institut for Teknisk Geologi, DTH (Rapport H0-2, 46 sider), december 1990, ISBN 87-503-8915-7.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: UORGANISK GRUNDVANDSKVALITET, Danmarks Geologiske Undersøgelse (Rapport H12/13, 82 sider), december 1990, ISBN 87-503-8916-5.

OVERSIGT OVER DANSKE OG UDENLANDSKE AFVÆRGEFORANSTALTNINGER, Vandkvalitetsinstituttet (Rapport R0-1, 82 sider), december 1990, ISBN 87-503-8917-3.

AMTSKOMMUNALE UNDERSØGELSER AF GRUNDVANDSFORURENING VED GAMLE LOSSEPLADSER, Laboratoriet for teknisk Hygiejne (Rapport P0-1, 72 sider), december 1990, ISBN 87-503-8918-1.

AFVÆRGE PUMPNING VED SEPARATIONSPUMPNING - FASE 1: DEMONSTRATIONSMODEL, Danmarks Geologiske Undersøgelse (Rapport R3-1, 67 sider), december 1990, ISBN 87-503-8920-3.

OPERATIONALISERING AF EN TRE-DIMENSIONAL STOFTRANSPORTMODEL, Dansk Hydraulisk Institut (Rapport M4/7, 88 sider), februar 1991, ISBN 87-505-8971-8.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: MATEMATISK MODELLERING, Instituttet for Strømningsmekanik og Vandbygning/Dansk Hydraulisk Institut (Rapport M1/2, 160 sider), februar 1991, ISBN 87-503-8972-6.